



**Stricto
ensu
Editora**

Ciências ambientais na Amazônia

Organizadores:

**Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld
Rodrigo Medeiros de Souza
José Alessandro Candido da Silva
Edson Alves de Araújo**

ISBN: 978-65-86283-76-1



2022

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld

Rodrigo Medeiros de Souza

José Alessandro Candido da Silva

Edson Alves de Araújo

(Organizadores)

Ciências Ambientais na Amazônia

Rio Branco, Acre

Stricto Sensu Editora

CNPJ: 32.249.055/001-26

Prefixos Editorial: ISBN: 80261 – 86283 / DOI: 10.35170

Editora Geral: Profa. Dra. Naila Fernanda Sbsczk Pereira Meneguetti

Editor Científico: Prof. Dr. Dionatas Ulises de Oliveira Meneguetti

Bibliotecária: Tábata Nunes Tavares Bonin – CRB 11/935

Fotos da Capa: Sergio Vale

Capa: Elaborada por Led Camargo dos Santos (ledcamargo.s@gmail.com)

Avaliação: Foi realizada avaliação por pares, por pareceristas *ad hoc*

Revisão: Realizada pelos autores e organizador

Conselho Editorial

Prof^a. Dr^a. Ageane Mota da Silva (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Acre)

Prof. Dr. Amilton José Freire de Queiroz (Universidade Federal do Acre)

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto (Universidade Federal de Goiás – UFG)

Prof. Dr. Edson da Silva (Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri)

Prof^a. Dr^a. Denise Jovê Cesar (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Santa Catarina)

Prof. Dr. Francisco Carlos da Silva (Centro Universitário São Lucas)

Prof. Dr. Humberto Hissashi Takeda (Universidade Federal de Rondônia)

Prof. Msc. Herley da Luz Brasil (Juiz Federal – Acre)

Prof. Dr. Jader de Oliveira (Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho - UNESP - Araraquara)

Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos (Universidade Federal do Piauí – UFPI)

Prof. Dr. Leandro José Ramos (Universidade Federal do Acre – UFAC)

Prof. Dr. Luís Eduardo Maggi (Universidade Federal do Acre – UFAC)

Prof. Msc. Marco Aurélio de Jesus (Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia de Rondônia)

Prof^a. Dr^a. Mariluce Paes de Souza (Universidade Federal de Rondônia)

Prof. Dr. Paulo Sérgio Bernarde (Universidade Federal do Acre)

Prof. Dr. Romeu Paulo Martins Silva (Universidade Federal de Goiás)

Prof. Dr. Renato Abreu Lima (Universidade Federal do Amazonas)

Prof. Dr. Rodrigo de Jesus Silva (Universidade Federal Rural da Amazônia)

Ficha Catalográfica

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

C569

Ciências ambientais na Amazônia / Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld ... [et al.] (org). – Rio Branco: Stricto Sensu, 2022.

288 p.: il.

ISBN: 978-65-86283-76-1

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761

1. Ciências ambientais. 2. Amazônia. 3. Interdisciplinaridade. I. Liesenfeld, Marcus Vinicius de Athaydes. II. Souza, Rodrigo Medeiros de. III. Silva, José Alessandro Candido da. IV. Araújo, Edson Alves de. V. Título.

CDD 22. ed. 577.5918

Bibliotecária Responsável: Tábata Nunes Tavares Bonin / CRB 11-935

O conteúdo dos capítulos do presente livro, correções e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

É permitido o download deste livro e o compartilhamento do mesmo, desde que sejam atribuídos créditos aos autores e a editora, não sendo permitido à alteração em nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

www.sseditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A interdisciplinaridade é uma emergência oriunda de grandes problemas contemporâneos, dentre os quais as questões ambientais, que requerem nova epistemologia baseada na complexidade que demanda colaboração e coprodução entre diversos campos de conhecimento. O campo das Ciências Ambientais abrange as interações entre o ser humano e o ambiente em que estão inseridos. Por meio de abordagens multi e interdisciplinares, questões ambientais complexas a partir de perspectivas múltiplas, relacionando conhecimentos nas áreas de ecologia, ciências do solo, hidrologia, climatologia, gestão de recursos naturais e saúde são abordagens destacadas neste livro.

O livro “Ciências Ambientais na Amazônia” traz 18 capítulos com resultados em diferentes escalas sobre as questões ambientais e suas relações sobre a biodiversidade, cidades, manejo dos recursos naturais, saúde humana, educação ambiental e agricultura para o Estado do Acre, em especial para a Região do Juruá. Este é um livro formado através das pesquisas dos docentes e discentes do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais da Universidade Federal do Acre Campus Floresta trazendo ao público leitor parte dos resultados de anos de pesquisas.

Profa Dra Sonaira Souza da Silva
Coordenadora do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais
Universidade Federal do Acre Campus Floresta

SUMÁRIO

CAPÍTULO. 1.....11

AMEAÇAS À CONSERVAÇÃO DO ECOSSISTEMA DAS CAMPINARANAS NO EXTREMO OESTE DO ESTADO DO ACRE

Marllus Rafael Negreiros Almeida (Universidade Federal do Acre)

Igor Oliveira (Universidade Federal do Acre)

Jéssica Gomes Costa (Universidade Federal do Acre)

Thayna Tamara Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Sonaira Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Antonio Willian Flores de Melo (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.01

CAPÍTULO. 2.....26

AS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DO ACRE, BRASIL, E AS VAZÕES BAIXAS NO GERENCIAMENTO DE SEUS RECURSOS HÍDRICOS

Marcelo Alves Muniz (Universidade Federal do Acre)

Kelly Nascimento Leite (Universidade Federal do Acre)

José Genivaldo do Vale Moreira (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.02

CAPÍTULO. 3.....43

IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE MINERAÇÃO DE AREIA BRANCA NO VALE DO JURUÁ, AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL

Lucas Lima de Carvalho (Universidade Federal do Acre)

Edson Alves de Araújo (Universidade Federal do Acre)

Andressa Pereira de Souza (Universidade Federal do Acre)

Yan Dias da Silva (Universidade Federal do Acre)

Vitória Filgueira (Universidade Federal do Acre)

Anna Clara Felipe Pinheiro Abreu (Universidade Federal do Acre)

Maria Beatriz Uchôa de Brito (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.03

CAPÍTULO. 4.....55

**DISTRIBUIÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA ARTIFICIAIS NO ESTADO DO ACRE:
ESTIMATIVAS PARA AS REGIÕES LESTE E OESTE DO ACRE**

Sonaira Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Mirian Soares de Amorim (Universidade Federal do Acre)

Gabriela do Nascimento Souza (Universidade Federal do Acre)

Alana Silva de Souza (Universidade Federal do Acre)

Francielene Lima Albuquerque (Universidade Federal do Acre)

Francisco Salatiel Clemente de Souza (Universidade Federal do Acre)

Jefferson Vieira José (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.04

CAPÍTULO. 5.....64

**DIETA DE *Hemigrammus* sp. (CHARACIFORMES: CHARACIDAE) EM RIACHOS DE
CAMPINARANA EM CRUZEIRO DO SUL - ACRE**

Ana Luiza Costa Silva (Universidade Federal do Acre)

Fabricia da Silva Lima (Universidade Federal do Acre)

Hilaritssa Moura Barbosa (Universidade Federal do Acre)

Henrique Paulo Silva de Melo (Universidade Federal do Acre)

Lucena Rocha Virgilio (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.05

CAPÍTULO. 6.....76

**INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA QUALIDADE HÍDRICA DO RIO JURUÁ - AMAZÔNIA
OCIDENTAL**

Uilamir Costa de Alencar (Universidade Federal do Acre)

Jefferson Vieira José (Universidade Federal do Acre)

Kléber Andolfato de Oliveira (Universidade Federal do Acre)

José Genivaldo do Vale Moreira (Universidade Federal do Acre)

Kelly Nascimento Leite (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.06

CAPÍTULO. 7.....95

INVASÕES BIOLÓGICAS: ESPÉCIES DE PLANTAS INVASORAS OCORRENTES NA ÁREA URBANA DE CRUZEIRO DO SUL, ACRE, BRASIL

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld (Universidade Federal do Acre)

Andrei da Conceição Souza (Universidade Federal do Acre)

Marla Daniele Brito de Oliveira Amorim (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.07

CAPÍTULO. 8.....113

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DOS ASPECTOS SOCIAIS NA PERCEPÇÃO DA POPULAÇÃO SOBRE A ARBORIZAÇÃO URBANA EM CRUZEIRO DO SUL-ACRE

Elaine Samira Ribeiro de Araújo (Universidade Federal do Acre)

Glória da Silva Almeida Leal (Universidade Federal do Acre)

Leandra Bordignon (Universidade Federal do Acre)

Jorcely Gonçalves Barroso (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.08

CAPÍTULO. 9.....127

CIDADES VERDES: CONTRIBUIÇÃO DA SOCIEDADE NA ARBORIZAÇÃO URBANA DE TRÊS MUNICÍPIOS DO ALTO JURUÁ, ACRE, BRASIL

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld (Universidade Federal do Acre)

Clara da Costa Mendonça (Universidade Federal do Acre)

Gleisi da Cruz Alencar (Universidade Federal do Acre)

Marciene dos Santos Gomes (Universidade Federal do Acre)

Railene Silva de Souza (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.09

CAPÍTULO. 10.....146

DEGRADAÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DO ACRE: ESTIMATIVA DA EXTENSÃO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS E EXPLORAÇÃO MADEIREIRA

Sonaira Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Antonio Willian Flores de Melo (Universidade Federal do Acre)

Igor Oliveira (Universidade Federal do Acre)

Philip Martin Fearnside (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.10

CAPÍTULO. 11.....160

DISTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E RAMAIS NO ESTADO DO ACRE NO PERÍODO DE 1984 A 2019

Eric de Souza Nascimento (Universidade Federal do Acre)

Sonaira Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Uilamir Costa de Alencar (Universidade Federal do Acre)

Jessica Gomes da Costa (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.11

CAPÍTULO. 12.....173

IMPACTOS DA RODOVIA PROPOSTA CRUZEIRO DO SUL-PUCALLPA NA AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL

Antonio Willian Flores de Melo (Universidade Federal do Acre)

Sonaira Souza da Silva (Universidade Federal do Acre)

Igor Oliveira (Universidade Federal do Acre)

David Salisbury (Universidade de Richmond)

Stephane Spera (Universidade de Richmond)

Leandra Bordignon (Universidade Federal do Acre)

Foster Brown (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.12

CAPÍTULO. 13.....195

PERFIL EPIDEMIOLÓGICO DA MALÁRIA EM CRUZEIRO DO SUL, ACRE

Mirla Jéssica Sampaio de Oliveira (Universidade Federal do Acre)

Marliton Vinicius Pedrosa Evangelista (Universidade Federal do Acre)

Leandra Bordignon (Universidade Federal do Acre)

Rodrigo Medeiros de Souza (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.13

CAPÍTULO. 14.....206

MATRIZES DE PRODUÇÃO: O CONFLITO ENTRE O AGRONEGÓCIO E A AGROECOLOGIA

Kleber Andolfato de Oliveira (Universidade Federal do Acre)

Ilena Felipe Barros (Universidade Federal do Acre)

José Nilo Ferreira de Freitas (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.14

CAPÍTULO. 15.....219

O ANTROPOCENO E O PAPEL DA EDUCAÇÃO: REFLEXÕES A PARTIR DA PERSPECTIVA AMAZÔNICA

Jair de Souza Costa (Universidade Federal do Acre)

Éwerton Ortiz Machado (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.15

CAPÍTULO. 16.....229

PESCA ARTESANAL NA AMAZÔNIA OCIDENTAL: VILA LAGOINHA – CRUZEIRO DO SUL, ACRE, BRASIL

Paulo Monte de Souza (Universidade Federal do Acre)

Eliane de Oliveira (Universidade Federal do Acre)

Efrem Ferreira (Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.16

CAPÍTULO. 17.....247

QUEBRA DE DORMÊNCIA EM SEMENTES DE *Bertholletia excelsa* BONPL. – LECYTHIDACEAE

Leilane Moreira e Silva (Secretaria Municipal de Meio Ambiente de Cruzeiro do Sul)

Rogério Oliveira Souza (Universidade Federal do Acre)

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.17

CAPÍTULO. 18.....266

***Trachemys scripta elegans* (WIED-NEUWIED, 1839), UM QUELÔNIO EXÓTICO INVASOR NA AMAZÔNIA OCIDENTAL BRASILEIRA**

Tiago Lucena da Silva (Universidade Federal do Acre)
Victor Silva Vasconcelos (Universidade Federal do Acre)
Raphael Coutinho Mello (Universidade Federal do Acre)
Matheus Nascimento Oliveira (Universidade Federal do Acre)
Marilene Vasconcelos da Silva Brazil (Secretaria de Estado do Meio Ambiente e das Políticas Indígenas)
Isaac Ibernnon Lopes Filho (Universidade Federal do Acre)
Ester Nascimento da Costa (Universidade Federal do Acre)
Manuela Jucá Correia (Universidade Federal do Acre)
Maria Isabel Afonso da Silva (Universidade Federal do Acre)
DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761.18

ORGANIZADORES.....	282
ÍNDICE REMISSIVO	284

AMEAÇAS À CONSERVAÇÃO DO ECOSSISTEMA DAS CAMPINARANAS NO EXTREMO OESTE DO ESTADO DO ACRE

Marllus Rafael Negreiros Almeida¹, Igor Oliveira², Jéssica Gomes Costa¹, Thayna Tamara Souza da Silva¹, Sonaira Souza da Silva² e Antonio Willian Flores de Melo²

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciência Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Centro Multidisciplinar, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

Ecosistemas de Campinas e Campinaranas são complexos vegetacionais sobre areia branca representam diferentes fases estruturais dessa vegetação, com solos com alta porcentagem de areia, vegetação por vezes baixa e esclerófila, mas também não esclerófila, podendo também ser encontradas em uma variedade maior de substratos do que somente os solos arenosos. Outra característica singular deste tipo vegetacional que é a baixa riqueza florística de espécies e o alto grau de endemismos. Na região norte do país o fogo é utilizado de forma generalizada como principal ferramenta na prática agrícola, e no Acre o mesmo padrão é perceptível e também as florestas sobre areia branca têm sido utilizadas para o desenvolvimento de práticas que envolvem o uso do fogo, como desmatamento de áreas florestadas, implementação de agricultura e gestão de pastagens. Como consequência das práticas de queimadas, não é incomum o fogo escapar do controle, se intensificar e se converter em incêndios florestais, o que obviamente acarreta em perdas ambientais e socioeconômicas. Florestas de Campinas e Campinarana podem ser mais vulneráveis a incêndios florestais devido a sazonalidade e repetidas queimas desta vegetação impedem a sucessão ecológica e o desmatamento e extração de areia reduz as possibilidades de restabelecimento vegetacional. No Acre, as Campinas e Campinaranas são ambientes únicos, com espécies que não são encontradas em outras paisagens amazônicas, essa fitofisionomia rara, não tem nenhum fragmento sob a proteção legal, e sendo necessário a criação de uma UC que abranja essa fitofisionomia sensível e delicada.

Palavras-chave: Areia branca, Endemismo e Fogo.

ABSTRACT

Ecosystems known as Campinas and Campinaranas are vegetation complexes on white sand that represent distinctive structural stages of such vegetation. The soil presents high percentage of sand and vegetation is typically low and sclerophytic, but not sclerophytic plants can also be found, and these systems can occur in a greater variety of substrate than only on sandy soils. Another distinctive feature of these vegetation types is the extremely low richness of plant species, but the very high degree of endemism. In the northern region of Brazil, fire

is used in generalized means as a key instrument for the agricultural practice, and in the state of Acre the same method is deliberately used. Then, Campinas and Campinaranas are suffering from practices that use fire to promote deforestation, implementation of agriculture and pasture management. As consequence of the use of fire on such vegetation type, it is common that fire scape of control, increases, and turn into uncontrolled forest fires, which leads to several environmental and socio-economic losses. Campinas and Campinarana ecosystems may be more vulnerable to forest fires due to seasonality and their features, then repeated burning events on these vegetation types inhibit ecological succession. Also, other activities as deforestation and sand extraction reduce considerably the chances of vegetation restoration. In Acre, Campinas and Campinaranas are unique ecosystems with species that are not found in other Amazonian landscapes. However, these rare phytophysionomies are still lacking legal protection in the state, and creation or expansion of Conservation Units to cover these vegetation types is urgent to protect these highly sensitive and delicate phytophysionomies.

Keywords: White sand, Endemism and Fire.

1. INTRODUÇÃO

Ecosistemas de Campinas e Campinaranas são complexos vegetacionais sobre areia branca que representam uma área de aproximadamente 7% da Amazônia Legal Brasileira (DALY; PRANCE, 1989). Estes tipos florestais são bastante heterogêneos e representam diferentes fases estruturais dessa vegetação, com solos com alta porcentagem de areia, vegetação por vezes baixa e esclerófila (quando sobre areia branca), mas também não esclerófila (quando sobre áreas de floresta de terras altas e com dossel fechado), podendo também ser encontradas em uma variedade maior de substratos do que somente os solos arenosos (ANDERSON, 1981; ROSSETTI et al., 2019).

Embora sejam consideravelmente diferentes do senso comum acerca da fitofisionomia da floresta amazônica, as Campinas e Campinaranas são ecologicamente únicas em razão de sua composição florística característica, que pode variar desde uma vegetação aberta de gramíneas e arbustos a bosques ou mesmo florestas densas (ADENEY et al., 2016). Soma-se a isso outra característica singular deste tipo vegetacional que é a baixa riqueza florística de espécies, mas alto grau de endemismos, o que ressalta seu valor ecológico (SILVEIRA, 2003). Estas variações peculiares são reflexos adaptativos às condições naturais de pobreza nutricional do solo e da sazonalidade do regime hídrico (ANDERSON, 1981; DALY et al., 2016;). Todas estas características somadas definem as formações de Campinas e Campinaranas amazônicas ao mesmo tempo em que evidenciam sua importância como ecossistemas raros e que merecem maior destaque em ações de conservação.

Embora seja atribuído às formações de Campinas e Campinaranas um baixo valor econômico por conta de seus solos arenosos e, conseqüentemente, inapropriados para atividades agrícolas, ainda assim, populações locais fazem uso econômico relativamente intenso de produtos destas áreas. Atividades, principalmente de extração de recursos da floresta, como corte de madeira para uso como combustível ou produção de carvão e também a extração de areia para uso na construção civil, são comumente desenvolvidas em Campinas e Campinaranas. Além disso, a despeito da baixa diversidade de alternativas econômicas, também se pratica o corte seguido da queima dessas áreas para a implementação de atividades agrícolas tradicionais, como o cultivo em pequena escala de mandioca, feijão, milho e também a prática da pecuária (SILVEIRA, 2003; SILVEIRA, 2017). Estas atividades acabam por representar uma pressão adicional à conservação destas formações e necessitam de atenção cuidadosa, dada a raridade destas áreas na Amazônia como um todo.

Outro fator de extrema relevância envolvendo a conservação das formações de Campinas e Campinaranas são as perturbações florestais, sendo a principal delas as queimadas. As queimadas têm ocasionado alterações drásticas em paisagens naturais e desempenham um papel significativo nos ecossistemas tropicais globalmente, sendo uma grande força antrópica que modula a estrutura e a composição das florestas em todo o mundo (BOND; KEELEY, 2005). Além deste poder transformador, queimadas frequentemente escapam do controle e podem desencadear incêndios florestais, agravando ainda mais a problemática do fogo sobre as formações de Campinas e Campinaranas (BARLOW et al., 2019).

Sendo assim, diante do exposto acima sobre a importância das formações de Campinas e Campinaranas, suas singularidades e as ameaças às quais estão sujeitas, o presente texto tem por finalidade realizar uma avaliação conceitual dos conhecimentos existentes acerca da estrutura fitofisionômica das formações sobre areia branca no extremo oeste do estado do Acre e as principais ameaças à conservação destas formações.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. CAMPINAS E CAMPINARANAS NO ACRE E NO VALE DO JURUÁ

Campinas e Campinaranas formam um complexo mosaico de formações florestais com disposição insular que hospedam comunidades de árvores que diferem em sua

composição de espécies daquelas encontradas em solos argilosos e ricos em nutrientes nas áreas de terra firme (STROPP et al., 2014). Neste texto adotamos a terminologia de Ferreira (2009), que designa formações abertas sobre solos arenosos e com vegetação dominada por gramíneas como as “Campinas”, sendo, portanto, as Campinaranas os ambientes mais florestados. Além disso, para as formações de Campinarana, utilizamos os termos “Campinarana Florestada” e “Campinarana Arborizada”, apresentados por Veloso, Rangel-Filho e Lima (1991).

As Campinaranas são um tipo florestal que se desenvolve de forma dispersa sobre solos mal drenados (hidromórficos) e extremamente pobres em nutrientes (oligotróficos, normalmente Espodossolos e Neossolos Quartzarênicos), de terrenos com relevo ondulado e com acumulações arenosas em planícies de terra firme acima de planícies alagáveis, (VELOSO; GÓES-FILHO, 1982; VELOSO; RANGEL-FILHO; LIMA, 1991; SILVEIRA, 2003; DO NASCIMENTO et al., 2004; VALE, 2011; GUIMARÃES; BUENO, 2015; MENDONÇA et al., 2015). Cerca de 7% do bioma da floresta amazônica possui vegetação sobre areia branca e na Amazônia brasileira, a região do alto Rio Negro no Amazonas, é conhecida pela ampla distribuição desse tipo de vegetação (ANDENEY et al., 2016). No entanto, no sudoeste da Amazônia brasileira, mais especificamente na fronteira do Acre com o Amazonas, essas fitofisionomias também existem e são conhecidas desde as décadas de 1970 e 1980 (SILVEIRA, 2003).

No estado do Acre ocorrem pelo menos sete fitofisionomias, que variam de florestas densas a formações arbustivas, como descrevem detalhadamente Daly et al. (2016). Nesta região a sudoeste da Amazônia brasileira as Campinaranas são extremamente raras e representam 0,04% dos tipos florestais existentes no Acre (ACRE, 2010; ADENEY et al., 2016). No alto Juruá, estas fitofisionomias ocorrem no município de Cruzeiro do Sul, com manchas menores também nas imediações de Porto Walter e Marechal Thaumaturgo (SILVEIRA, 2017). Também se observa uma mancha descontínua, mas representativa, que se estende pelo município de Guajará (estado do Amazonas), que faz fronteira com Mâncio Lima e Cruzeiro do Sul (Figura 1).

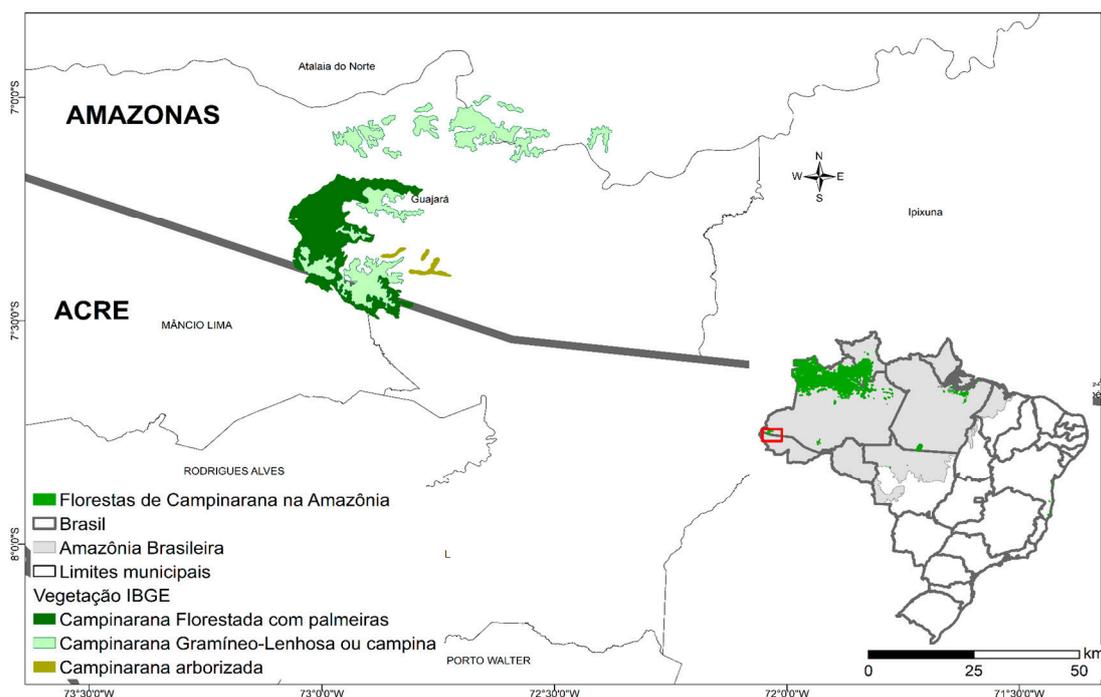


Figura 1. Formações de Campinarana sobre areia branca localizadas nos municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, no estado do Acre, e Guajará, no Amazonas.

De acordo com Veloso et al. (1991), Ferreira (2009) e Silveira (2017) os distintos tipos de Campinarana registrados para o Acre podem ser caracterizados da seguinte maneira:

- **Campinarana Florestada:** ocorre ao longo dos cursos d'água e apresenta a vegetação mais densa, de maior porte (Figura 2a e b) e com maior cobertura do dossel a 20 m, emergentes a 30 m, ou uma fisionomia florestal um pouco menos densa e mais baixa, com dossel a 10 m e emergentes a 20 m. Nelas, a espessura da camada de raízes finas chega a 50 cm, abaixo da qual predomina uma camada profunda de solo amarelado;
- **Campinaranas Arborizadas:** fitofisionomia que ocorre entre florestas densas e arbustivas (Figura 2c e d), que pode apresentar dossel a 7 m e emergentes a 15 m, ou, em locais bem drenados, dossel a 10 m e emergentes a 30 m. A camada de raízes e serapilheira, nos locais onde ocorre a Campinarana Arborizada, pouco ultrapassa 20 cm, e o solo também é profundo, porém, com tonalidade cinza bem claro, tendendo ao branco;
- **Campinarana Lenhosa ou Campina:** apresenta formações arbustivas esparsas e densas com até 3 m de altura, com árvores isoladas e de baixo porte, em meio a uma matriz herbácea geralmente em depressões alagadas periodicamente (Figura 2e e f). Nesses pontos do terreno, a camada de impedimento está a menos de 1 m de da superfície, e as fisionomias arbustivas com uma camada de até 20 cm de raízes finas cobre uma fração preta, húmica e estão sujeitas ao estresse hídrico, abaixo da qual há areia branca bastante úmida, e então, abaixo dela, a camada de impedimento da drenagem.

Outra característica marcante das Campinaranas, em termos de sua estruturação no ambiente de ocorrência, é a presença de uma rede espessa, compacta e flexível de raízes finas sobre o solo, conhecida localmente como “bucha”, que em alguns casos pode apresentar até um metro de espessura. De Oliveira et al. (2001) ressaltam que o investimento em raízes é tão grande nestes ambientes que estas podem conter até 60% da biomassa da planta. Durante o período seco, quando as Campinaranas estão sujeitas à escassez hídrica, a presença de biomassa seca (em grande parte composta pelas raízes finas) e de herbáceas altamente inflamáveis torna esses ecossistemas fortemente suscetíveis a incêndios (PRANCE; SCHUBART, 1978).

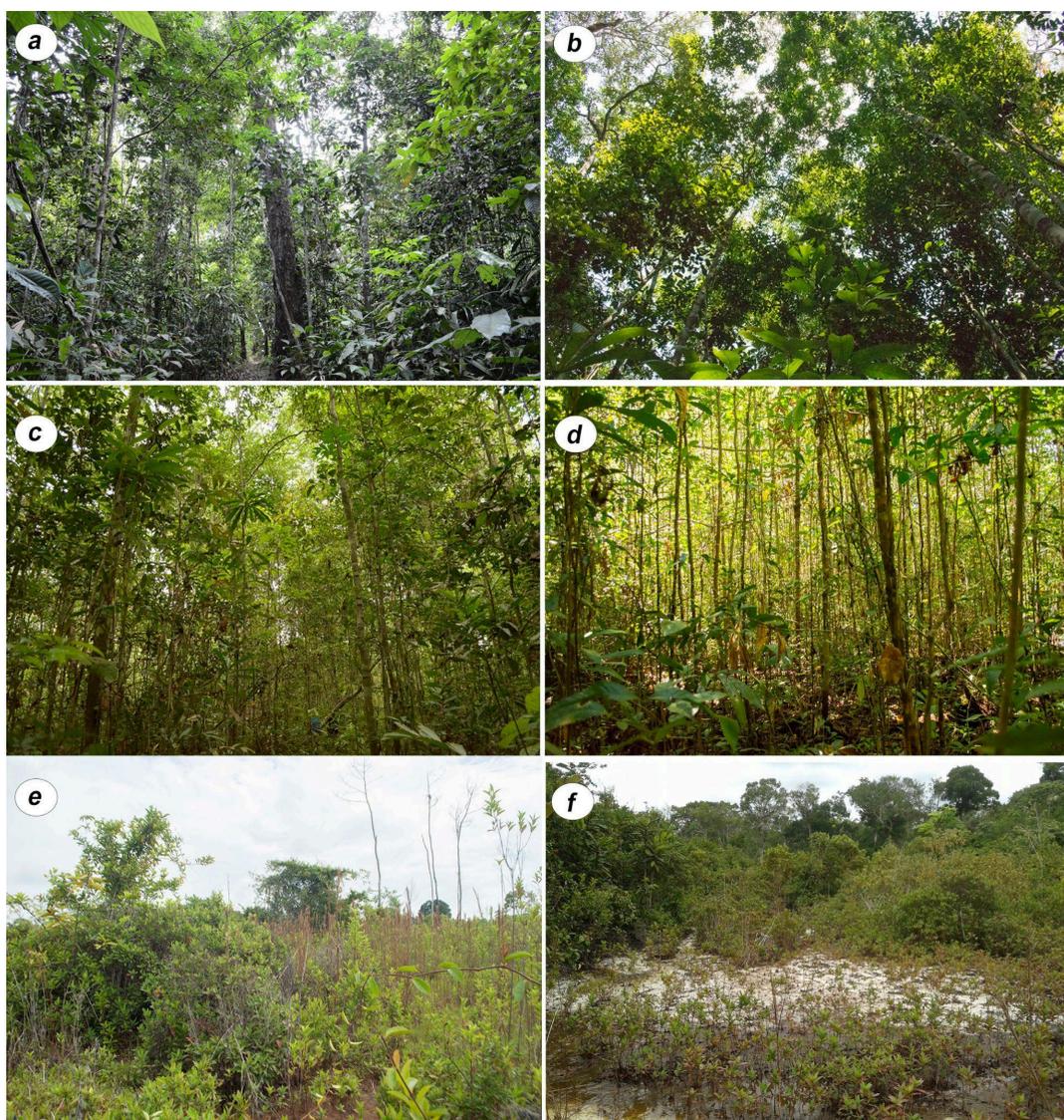


Figura 2. Imagens de algumas formações vegetais sobre areia branca. **a e b)** Campinarana Florestada, maior porte e com maior cobertura do dossel; **c e d)** Campinarana Arborizada, fitofisionomia densa e raquitica com dossel aberto; **e e f)** Campinarana Lenhosa ou Campina, apresenta formações arbustivas em depressões alagadas periodicamente.

2.2. BIODIVERSIDADE E ENDEMISMOS

Como mencionado anteriormente, as Campinas e as Campinaranas diferem em estrutura e composição florística quando comparadas a outras fitofisionomias florestais da Amazônia. Esta distinção termina por refletir em uma singular riqueza de endemismos, geralmente com distribuição isolada, se apresentando por vezes às margens de cursos d'água ou também se fazendo presentes nas nascentes de igarapés. As Campinas e as Campinaranas apresentam baixa similaridade florística e diferem tanto em fisionomia quanto em estrutura das formações sobre areia branca, como evidenciado por Daly et al. (2016) em estudo sobre estes ecossistemas no estado do Acre. Esta baixa similaridade florística está diretamente relacionada à variação sazonal na altura do lençol freático e a diversos fatores edáficos como variações no nível e no período de inundação, na disponibilidade de nitrogênio nesses solos, na quantidade de húmus acumulado na superfície, na capacidade do solo em reter água durante períodos secos e na aeração das raízes no solo, que é menor em solos com pouco húmus acumulado (FRANCO; DEZZEO, 1994; DUIVENVOORDEN, 1995; COOMES, 1997; DALY; MITCHELL, 2000; SILVEIRA, 2003; VICENTINI, 2004). Esses fatores têm sido relacionados com a determinação da variabilidade em estrutura, composição e diversidade florística, resultando em fitofisionomias e padrões de dominância na vegetação diversificados. Como sugerido por Daly et al. (2016), cada região abriga uma flora diferenciada ocorrendo em formações sobre areia branca.

A flora incomum das Campinaranas no Acre há tempos foi notada por botânicos e pesquisadores (ver SILVEIRA, 2003; 2017). Estes estudos, realizados em diferentes áreas de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima (no Acre) e também na transição com os limites do município de Guajará (Amazonas), nos propiciam alguns entendimentos gerais quanto à sua composição florística em particular. Ainda de acordo com estes estudos conduzidos por Silveira (2003; 2017), as famílias dominantes nestas formações de Campinaranas são pertencentes às famílias Euphorbiaceae, Sapotaceae, Rubiaceae, Lauraceae e Arecaceae. Componentes importantes como palmeiras dos gêneros *Oenocarpus* e *Mauritiella* e a espécie *Mauritia flexuosa*, compõem as árvores mais frequentes que formam a cobertura de dossel, ao passo que e no estrato herbáceo-arbustivo, é marcante a dominância de *Lepidocaryum tenue*. Estas últimas podem se apresentar como localmente abundantes, mas invariavelmente apresentam baixa diversidade.

Nas formações de Campinas se destaca a notável rede de finas raízes, a “bucha”, que se apresenta irregularmente distribuída por todo o ambiente, sendo coberta

predominantemente por Pteridófitas das famílias Hymenophyllaceae, Selaginellaceae e Lycopodiaceae, representadas respectivamente pelos gêneros *Trichomanes*, *Selaginella* e *Lycopodiella*. Também é destaque a presença e abundância de líquens dos gêneros *Cladonia* e *Parmelia* e de gramíneas e outras ervas dos gêneros *Pedicularis* (família Scrophulariaceae), *Sobralia* e *Epidendron* (Orchidaceae), *Stachyarrhena* (Rubiaceae) e *Sauvagesia* (Onagraceae). Toda esta complexidade vegetal é característica das Campinas e a destaca como um ambiente ímpar.

Por fim, outra característica excepcional das Campinas e Campinaranas é a alta incidência de espécies endêmicas em suas composições florísticas, que são resultado de adaptações das espécies às particularidades destes ambientes. Fitofisionomias e endemismos destes ecossistemas variam consideravelmente de uma região para outra, principalmente em um gradiente de distância, ou seja, quanto maior a distância entre as formações, maior a variação na composição (ANDERSON, 1978; DALY et al., 2016). Contudo, informações mais detalhadas sobre estes endemismos e seus mecanismos evolutivos nas Campinas e Campinaranas ainda carecem de maiores esforços no desenvolvimento de pesquisas direcionadas à identificação de espécies por especialistas taxonômicos e ecólogos. O que se sabe até o momento é que espécies das famílias Rubiaceae e Melastomataceae ocorrem somente nestas formações sobre areia branca, com algumas delas podendo inclusive ocorrer na região do complexo da Serra do Divisor, a única e maior Unidade de Conservação pré-andina do Brasil, onde existem manchas de vegetação sobre areia branca (SILVEIRA, 2003). Espécies que apresentam esse padrão de distribuição geográfica são: *Macoubea guianensis* e *Rhigospira quadrangularis* (Apocynaceae), *Lepidocaryum tenue* var. *gracile* (Arecaceae), *Distictella magnoliifolia* (Bignoniaceae), *Phthirusa retroflexa* (Loranthaceae), *Leandra secunda* (Melastomataceae), *Cespedesia sphenulata* (Ochnaceae), *Ladenbergia amazonensis* e *Palicourea grandiflora* (Rubiaceae), e *Paullinia ferruginea* (Sapindaceae). Há também, ao menos seis aves que ocorrem em formações sobre areia branca que podem ser consideradas como restritas: o beija-flor-verde (*Polytmus theresiae*), o papa-formiga-pardo (*Formicivora grisea*), o flautim-da-amazônia (*Schiffornis amazonum*), o pretinho (*Xenopipo atronitens*), o enferrujadinho (*Neopipo cinnamomea*) e o tem-tem-de-dragona-vermelha (*Tachyphonus phoenicius*) (GUILHERME, 2016).

2.3. AMEAÇAS À CONSERVAÇÃO DAS CAMPINARANAS

Indubitavelmente, com base nas pesquisas publicadas e em andamento que utilizamos para construir a presente análise, a maior ameaça às Campinas e Campinaranas da região do vale do Juruá atualmente é o fogo. Portanto, dedicaremos uma maior atenção na discussão deste fator e seus mecanismos de ação sobre estes ecossistemas. Na região norte do país o fogo é utilizado de forma generalizada como principal ferramenta na prática agrícola, tanto com a finalidade de limpar novas áreas quanto para aumentar a produtividade das pastagens por um curto período de tempo com a fertilização do solo pela matéria orgânica queimada (SANTÍN; DOERR, 2016; SILVA et al., 2018). No Acre o mesmo padrão é perceptível e também as florestas sobre areia branca têm sido utilizadas para o desenvolvimento de práticas que envolvem o uso do fogo, como desmatamento de áreas florestadas, implementação de agricultura e gestão de pastagens (NEPSTAD et al., 1999; GODAR et al., 2015; SILVA, 2017). Como consequência das práticas de queimadas, não é incomum o fogo escapar do controle, se intensificar e se converter em incêndios florestais, o que obviamente acarreta em perdas ambientais e socioeconômicas (BRANDO et al., 2014).

Efeitos do fogo a longo prazo sobre Campinas e Campinaranas, associados a anos com ocorrência do fenômeno El Niño, que potencializa os efeitos dos incêndios (BARBOSA; FEARNside, 1999), representam forte pressão e ameaça a estes ecossistemas, podendo até mesmo levar a extinções locais. Além disso, o alto grau de endemismos e o desconhecimento acerca da capacidade de resiliência dos tipos de fitofisionomias destes ambientes após perturbações geradas pelo fogo, devido à variação das respostas da vegetação à intensidade, a frequência e a duração das queimadas (SILVA et al., 2005), podem ser indícios de que representam ambientes ainda mais ameaçados do que se pode perceber.

As perturbações da floresta decorrentes do fogo podem reduzir a biomassa acima do solo em 12 a 30% e assim proporcionar a invasão de gramíneas inflamáveis e espécies invasoras superabundantes (BRANDO et al., 2014). Um exemplo disto, é a colonização rápida dos roçados em áreas onde existiam Campinaranas (usados durante dois ou três anos e depois abandonados) por *Pteridium caudatum*, conhecida como “pluma”, uma espécie de samambaia invasora e competidora agressiva que suprime a regeneração das espécies nativas do complexo vegetacional sobre areia branca (SILVEIRA, 2017).

A sazonalidade representa outro fator que pode aumentar a vulnerabilidade das Campinas e Campinaranas ao fogo, devido à sinergia com este (BARNI et al., 2015). Durante

o período de estiagem, que submete esses ecossistemas a restrições hídricas severas, a biomassa seca (galhos e folhas), a “bucha” e as plantas herbáceas se tornam mais secas e abundantes, potencializando a ação do fogo, pois constituem material facilmente inflamável (SILVEIRA, 2003; DALY et al., 2016). Soma-se a isso a prática sazonal e frequente do uso do fogo para limpeza do solo após corte de vegetação. Este conjunto de fatores torna este ecossistema altamente suscetível a incêndios descontrolados (BRANDO et al., 2014). Além disso, queimadas recorrentes prejudicam e também impedem o processo de sucessão ecológica natural (Figura 3), o que reduz consideravelmente as chances de recuperação da vegetação nativa. Barlow e Peres (2008) observaram em floresta de terra firme com algumas manchas de Campinarana, que pulsos repetidos de mortalidade de árvores induzidos por incêndios consecutivos, levaram a um colapso rápido na abundância de árvores antigas e uma renovação da comunidade análoga à 'secundarização' de florestas primárias, com mudanças significativas na composição da floresta.

Esta fragilidade aos incêndios florestais dos complexos vegetacionais sobre areia branca no estado do Acre, foi evidenciado por Silva (2017), que demonstrou que a Campinarana obteve maior peso de evidência na ocorrência de incêndios florestais em comparação com todas os demais tipos florestais do estado do Acre em 2010. No município de Mâncio Lima existe o mesmo padrão visto em outros locais da Amazônia, uma vez que são muitos os produtores rurais que usam o fogo como ferramenta, mesmo tendo conhecimento de que é prejudicial ao meio ambiente e à sociedade.

Além do fogo, outros dois fatores que constituem ameaça significativa aos ecossistemas de Campinas e Campinaranas no vale do Juruá são o corte seletivo de madeira e a extração ilegal de areia (Figura 3). O corte seletivo de madeira pode levar a alterações significativas nesses ambientes, devido à sua baixa produtividade e ao lento crescimento de espécies madeireiras, constituindo assim um fator significativo de ameaça a esses ambientes (DEMARCHI et al., 2019). Além disso, alterações drásticas na vegetação da Campinas e Campinaranas podem afetar também espécies animais que possuem relação intrínseca com estes ambientes (e.g. WHITNEY; ALONSO, 2005), além de alterar inclusive a ciclagem natural de nutrientes nestes ecossistemas (ADENEY et al., 2016; DEMARCHI et al., 2019). Se considerarmos que se trata de uma formação frágil e rara na Amazônia, sem dúvidas o corte seletivo de madeira pode ser considerado um fator de ameaça significativo às Campinas e Campinaranas, principalmente no Acre, onde são ainda mais incomuns.

Por fim, a extração ilegal de areia representa mais um fator que demanda especial atenção para a conservação das fitofisionomias sobre areia branca no vale do Juruá. De fato,

alguns pesquisadores apontam esta atividade como a principal fonte de ameaça a esses ecossistemas (e.g. BORGES et al., 2016). Por se tratarem de fontes naturais de areia, recurso muito utilizado principalmente na construção civil, Campinas e Campinaranas representam ambientes de interesse para a exploração deste tipo de recurso natural (ANDERSON, 1981; FERREIRA et al., 2013; MENDONÇA et al., 2015). À medida em que centros urbanos crescem, como é o caso de Cruzeiro do Sul, o maior centro urbano da região do vale do Juruá com uma população estimada em quase 90 mil habitantes, a demanda por material para a construção civil aumenta, o que inclui a areia, que é largamente extraída de áreas de Campina e Campinarana na região. A atividade extrativa de areia também altera drasticamente a fitofisionomia desses ambientes (FERREIRA et al., 2013). O solo arenoso, pobre em nutrientes e sujeito a intensa lixiviação é propenso e vulnerável a erosões e sua baixa fertilidade também limita a capacidade da vegetação em retornar às condições originais. Dessa forma, a extração indiscriminada de areia em Campinas e Campinaranas pode resultar em cenários devastadores irreversíveis para esses ecossistemas.



Figura 3. Visualização de algumas ameaças as formações vegetais sobre areia branca.

a) Campinarana Florestada impactada pelo fogo após desmatamento; b e c) Campinarana Arborizada com queimada recorrente. Um cemitério de indivíduos carbonizados com drástica eliminação de espécies arbóreas, domínio de pioneiras gramíneas e samambaia agressiva, descaracterizando totalmente a fitofisionomia floresta de Campinarana; d) Desmatamento e corte seletivo de madeira na Campinarana Arborizada; e e f) extração ilegal de areia em Campinaranas Florestada e Arborizada. (a,b,c e d: Ramal São Domingos em Mâncio Lima, Acre; e e f: BR 307 Cruzeiro do Sul, Acre)

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Campinas e Campinaranas são ambientes únicos e, no estado do Acre, são extremamente raras e singulares, abrigando espécies que não são encontradas em outras paisagens amazônicas. Todavia, esses ecossistemas se encontram ameaçados por diversos fatores relacionados à ação antrópica como as queimadas, o desmatamento e a exploração de madeira e areia. Soma-se a isso o fato desses ecossistemas não possuírem até o momento nenhuma mancha legalmente protegida, sendo necessário e urgente a criação ou expansão de Unidades de Conservação que abriguem essa fitofisionomia sensível e delicada, para que se garanta a preservação da biodiversidade presente nessas formações tão únicas da Amazônia.

4. REFERÊNCIAS

ACRE. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000): Documento Síntese**. 2 ed. Rio Branco. v. 53, 2010.

ADENEY, J.; CHRISTENSEN, N.L.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. White-sand Ecosystems in Amazonia. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 7–23, 2016.

ANDERSON, A.B. **Aspectos florísticos e fitogeográficos de Campinas e Campinaranas, na Amazônia Central, Manaus**. Dissertação de Mestrado em Ciências Biológicas. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/Fundação da Universidade do Amazonas. Manaus, 83p, 1978.

ANDERSON, A.B. White-Sand Vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, v. 13, n. 3, p. 199, 1981.

ANDERSON, L.O.; ARAGÃO, L.E.O.C.; GLOOR, M.; ARAI, E.; ADAMI, M.; SAATCHI, S.S. et al. Disentangling the contribution of multiple land covers to fire-mediated carbon emissions in Amazonia during the 2010 drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, 2015.

BARBOSA, R.I.; FEARNSTIDE, P.M. Incêndios na Amazônia Brasileira: estimativa da emissão de gases do efeito estufa pela queima de diferentes ecossistemas de Roraima na passagem do evento “El Nino” (1997/98). **Acta Amazonica**, v. 29, n. 4, p. 513–534, 1999.

BARLOW, J.; PERES, C.A. Fire-mediated dieback and compositional cascade in an Amazonian forest. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 363, n. 1498, p. 1787–1794, 2008.

BARNI, P.E.; PEREIRA, V.B.; MANZI, A.O.; BARBOSA, R.I. Deforestation and Forest Fires in Roraima and Their Relationship with Phytoclimatic Regions in the Northern Brazilian Amazon. **Environmental Management**, v. 55, n. 5, p. 1124–1138, 2015.

BOND, W.J.; KEELEY, J.E. Fire as a global “herbivore”: The ecology and evolution of flammable ecosystems. **Trends in Ecology and Evolution**, v. 20, n. 7, p. 387–394, 2005.

BORGES, S.H.; CORNELIUS, C.; RIBAS, C.; ALMEIDA, R.; GUILHERME, E.; ALEIXO, A.; et al. What is the avifauna of Amazonian white-sand vegetation? **Bird Conservation International**, v. 26, n. 2, p. 192-204, 2016.

BRANDO, P.M.; BALCH, J.K.; NEPSTAD, D.C.; MORTON, D.C.; PUTZ, F.E.; COE, M.T.; et al. Abrupt increases in Amazonian tree mortality due to drought-fire interactions. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 111, n. 17, p. 6347–6352, 2014.

COCHRANE, M.A.; SCHULZE, M.D. Fire as a Recurrent Event in Tropical Forests of the Eastern Amazon: Effects on Forest Structure, Biomass, and Species Composition. **Biotropica**, v. 31, n. 1, p. 2, 1999.

COOMES, D.A. Nutrient status of Amazonian caatinga forests in a seasonally dry area: nutrient fluxes in litter fall and analyses of soils. **Canadian Journal of Forest Research**, v. 27, n. 6, p. 831-839, 1997.

DALY, D.C.; MITCHELL, J.D. 14. **Lowland Vegetation of Tropical South America: An Overview**. Imperfect balance, p. 391-454, 2000.

DALY, D.C.; PRANCE, G.T. **Brazilian Amazon**. In: CAMPBELL, D.G.; HAMMOND, H. D. (org.). Floristic Inventory of Tropical Countries. NY: New York Botanical, p. 401–426, Garden, 1989.

DALY, D.C.; SILVEIRA, M.; MEDEIROS, H.; CASTRO, W.; OBERMÜLLER, F. A. The White-sand Vegetation of Acre, Brazil. **Biotropica**, v. 48, n. 1, p. 81–89, 2016.

DEMARCHI, L.O.; SCUDELLER, V.V.; MOURA, L.C.; LOPES, A.; PIEDADE, M.T.F. Logging impact on Amazonian white-sand forests: perspectives from a sustainable development reserve. **Acta Amazonica**, v. 49, p. 316-323, 2019.

DE OLIVEIRA, A.A.; DALY, D.C.; VICENTINI, A.; COHN-HAFT, M. **Florestas sobre Areia : Campinaranas e Igapós**. In: DE OLIVEIRA, A.A.; DALY, D. Florestas do Rio Negro. Niteroi: Companhia das Letras, Universidade Paulista e The New York Botanical Garden, 2001.

DO NASCIMENTO, N.R.; BUENO, G.T.; FRITSCH, E.; HERBILLON, A.J.; ALLARD, T.; MELFI, A.J.; et al. Podzolization as a deferralitization process: A study of an Acrisol-Podzol sequence derived from Palaeozoic sandstones in the northern upper Amazon Basin. **European Journal of Soil Science**, v. 55, n. 3, p. 523–538, 2004.

DUIVENVOORDEN, J.E. Tree species composition and rain forest-environment relationships in the middle Caquetá area, Colombia, NW Amazonia. **Vegetatio**, v. 120, n. 2, p. 91-113, 1995.

FERREIRA, C.A.C. **Análise comparativa de vegetação lenhosa do ecossistema campina na Amazônia brasileira.** (Tese) Doutorado Ciências Biológicas, Botânica - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2009.

FERREIRA, L.V.; CHAVES, P.P.; CUNHA, D.A.; ROSÁRIO, A.S.; PARALIN, P. A extração ilegal de areia como causa do desaparecimento de campinas e campinaranas no Estado do Pará, Brasil. **Pesquisas Botânica**, v. 64, p. 157-173, 2013.

FRANCO, W.; DEZZEO, N. Soils and soil water regime in the terra firme caatinga forest complex near San Carlos de Río Negro, state of Amazonas, Venezuela. **INTERCIENCIA-CARACAS-**, v. 19, p. 305-305, 1994.

GODAR, J.; GARDNER, T.A.; TIZADO, E.J.; PACHECO, P. Correction: Sustainability science, environmental sciences (Proc Natl Acad Sci USA 111:15591-15596(2014)). **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 112, n. 23, p. E3089, 2015.

GUIMARÃES, F.S.; BUENO, G.T. As campinas e campinaranas amazônicas / The amazonian campinas and campinaranas. **Caderno de Geografia**, v. 26, n. 45, p. 113, 2015.

MENDONÇA, B.A.F.; FILHO, E.I.F.; SCHAEFER, C.E.G.R.; SIMAS, F.N.B.; PAULA, M.D. Os solos das campinaranas na Amazônia brasileira: ecossistemas arenícolas oligotróficos. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 25, n. 4, p. 827–839, 2015.

NEPSTAD, D.C.; VERÍSSIMO, A.; ALENCAR, A.; NOBRE, C.; LIMA, E.; LEFEBVRE, P. et al. Large-scale impoverishment of amazonian forests by logging and fire. **Nature**, v. 398, n. 6727, p. 505–508, 1999.

PRANCE, G.T.; SCHUBART, H.O. R. Notes on the Vegetation of Amazonia I. A Preliminary Note on the Origin of the Open White Sand Campinas of the Lower Rio Negro. **Brittonia**, v. 30, n. 1, p. 60, 1978.

ROSSETTI, D.F.; MOULATLET, G. M.; TUOMISTO, H.; GRIBEL, R.; TOLEDO, P.M.; VALERIANO, M.M.; et al. White sand vegetation in an Amazonian lowland under the perspective of a young geological history. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 91, n. 4, p. 1–21, 2019.

SANTÍN, C.; DOERR, S.H. Fire effects on soils: The human dimension. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences** v. 371, n. 1696, p. 28–34, 2016.

SILVA, V.F.D.; OLIVEIRA FILHO, A.T.D.; VENTURIN, N., CARVALHO, W.A.C.; GOMES, J.B.V. Impacto do fogo no componente arbóreo de uma floresta estacional semidecídua no município de Ibituruna, MG, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 19, p. 701-716, 2005.

SILVA, S.S. **Dinâmica Dos Incêndios Florestais No Estado do Acre**. (Tese) Doutorado Ciências de Florestas Tropicais - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA, Brasil, 2017.

SILVA, S.S.; FEARNSIDE, P.M.; GRAÇA, P.M.L.A.; BROWN, I.F.; ALENCAR, A.; MELO, A.W.F. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312-322, 2018.

SILVEIRA, M. Vegetação e flora das campinaranas do sudoeste amazônico (ju-008). **Departamento de Ciências Da Natureza**. Rio Branco, 2003.

SILVEIRA, M. **O complexo vegetacional sobre areia branca no Alto Juruá**. In: BRITO, T.F.; SILVA, R.C.; OLIVEIRA, S.A.V.; SILVEIRA, M. (org.). Complexo vegetacional sobre areia branca: campinaranas do sudoeste da Amazônia. Rio Branco: Edufac, p. 93, 2017.

STROPP, J.; VAN DER SLEEN, P.; QUESADA, C.A.; TER STEEGE, H. Herbivory and habitat association of tree seedlings in lowland evergreen rainforest on white-sand and terra-firme in the upper Rio Negro. **Plant Ecology and Diversity**, v. 7, n. 1–2, p. 255–265, 2014.

VALE, G.D. **O efeito do solo, inundação e topografia sobre as campinaranas inundáveis na Amazônia**. (Dissertação) Mestrado em Manejo florestal, Silvicultura - Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, Manaus, 2011.

VELOSO, H. P.; GÓES-FILHO, L. **Fitogeografia brasileira: classificação fisionômico - ecológica da vegetação neotropical**. 1. ed. Salvador: RADAMBRASIL IBGE, 1982.

VELOSO, H. P.; RANGEL-FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. **CLASSIFICAÇÃO DA VEGETAÇÃO BRASILEIRA, ADAPTADA A UM SISTEMA UNIVERSAL**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991.

VICENTINI, A. **A vegetação ao longo de um gradiente edáfico no Parque Nacional do Jaú**. In: BORGES. H.S.; IWANAGA.S.; DURIGAN. C.C.; PINHEIRO.M.R.; Janelas para a biodiversidade no Parque Nacional do Jaú: uma estratégia para o estudo da biodiversidade na Amazônia. Fundação Vitória Amazônica (FVA), WWF, IBAMA, Manaus, pp. 117-143, 2004.

WHITNEY, B.M.; ALONSO, J.A. A new species of gnatcatcher from white-sand forests of northern Amazonian Peru with revision of the *Polioptila guianensis* complex. **The Wilson Journal of Ornithology**, v. 117, n. 2, p. 113-127, 2005.

AS BACIAS HIDROGRÁFICAS DO ESTADO DO ACRE, BRASIL, E AS VAZÕES BAIXAS NO GERENCIAMENTO DE SEUS RECURSOS HÍDRICOS

Marcelo Alves Muniz¹, Kelly Nascimento Leite¹ e José Genivaldo do Vale Moreira¹

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

A crescente demanda por água impõe a necessidade de estudos constantes sobre sua disponibilidade e sua dinâmica de oferta nas bacias hidrográficas. E o foco no suprimento de água para suporte à vida humana não pode negligenciar a manutenção de vazões remanescentes em rios, para continuidade dos ecossistemas aquáticos a ele associados.

Dada a relevância contemporânea da segurança hídrica, especialmente dentro da Amazônia, uma revisão da literatura científica foi empreendida para apoiar o entendimento quanto às vazões fluviais baixas e aos estudos para estabelecimento de valores de vazões de referência adequados para rios, importantes para a efetivação de estratégias locais de gestão dos recursos hídricos. O objetivo é evidenciar o estado-da-arte sobre vazões fluviais baixas no Acre, Brasil, para apoiar estudos hidrológicos em segurança e gestão hídricas. Buscas em plataformas eletrônicas de gerenciamento de periódico científicos foram realizadas para seleção de artigos científicos de interesse. Publicações de referência, legislações e outros documentos também foram objeto de consulta. A necessidade de aprofundamento na Hidrologia de Vazões Baixas no Acre é constatada na lacuna deste tema na literatura científica sobre a região e corroborada por argumentos ecológicos, sociais e econômicos e pela diversidade regional, em suas múltiplas faces, intimamente ligada aos rios amazônicos.

Palavras-chave: Vazão baixa, Segurança hídrica e Amazônia.

ABSTRACT

The growing demand imposes the need for constant studies into the availability and dynamics of water supply for abstraction and other uses in hydrographic basins. The focus on the supply of water to support human life cannot neglect the maintenance of remaining flows in rivers, for the continuity of the aquatic ecosystems associated with it. Given the contemporary relevance of the water security, especially in the Amazon, a scientific literature review was undertaken to support the understanding of low river flows and studies to establish adequate reference flow values for rivers, important for the implementation of local strategies for the management of water resources. The objective is to highlight the state of the art on low-flows

in Acre, Brazil, to support hydrological studies in water safety and management. Searches on electronic databases of scientific research were done, in websites, to select scientific papers and reference publications, legislation and other documents were also consulted. The need to deepen efforts in the area of Low-Flow Hydrology research in Acre is evidenced in the gap of this topic in the scientific literature of this region and corroborated by ecological, social and economic arguments and by the regional diversity, in its multiple faces, intimately linked to the Amazonian rivers.

Keywords: Low-flow, Water security and Amazon.

1. INTRODUÇÃO

A crescente demanda por água impõe a necessidade de estudos atinentes ao desenvolvimento de métodos e ferramentas voltadas ao uso eficiente desse recurso frente à disponibilidade presente nas bacias hidrográficas. A água é um dos elementos mais estudados, dada a sua importância econômica e ambiental, de tal maneira que a maioria dos governos e grande número de agências internacionais inserem-na prioritariamente no conjunto dos recursos naturais estratégicos (SANTOS et al., 2016).

Os padrões de vazão, ou fluxo, servem de base para decisão quanto as diversas formas de utilização da água e a quantidade de água remanescente nos cursos d'água deve possibilitar a continuidade e a manutenção de fluxos que suportem o ecossistema aquático (QUEIROZ et al., 2010; SANTOS et al., 2016). Mesmo a água constituindo um fator preponderante em muitas atividades econômicas humanas, seus múltiplos usos devem ser assegurados, incluindo e resguardando as demandas ecossistêmicas (WMO, 2009).

Nesse contexto, Vestena et al. (2012) elucidam que o planejamento e o gerenciamento dos recursos hídricos, em especial quanto às vazões nos cursos d'água, auxiliam na atenuação de problemas ambientais, de sorte que é possível estabelecer políticas de garantias de valores mínimos de fluxo fluviais, fundamentais ao ecossistema fluvial. Para os autores, isso possibilita identificar a disponibilidade de água, para as diversas formas de aproveitamento, nos principais mananciais de uma região.

Barros et al. (2018) assinalam que o estudo sobre o comportamento das vazões, sobretudo as vazões mínimas, fornece subsídios fundamentais ao estabelecimento de parâmetros para a utilização dos recursos hídricos disponíveis, além dos fatores que interferem na gestão de uso da água em situação de escassez, com destaque para as variáveis que relacionadas às concessões de direito de uso da água e à diluição de efluentes. Por sua vez, Silva et al. (2017) creditam às vazões mínimas a representação da condição

crítica da bacia hidrográfica, ocorrendo acentuadamente no período de estiagem, quando a oferta de água é limitada. Por isso, também no Brasil estudos com vistas ao entendimento sobre o comportamento temporal dos valores de vazões mínimas já foram realizados.

Os critérios nacionais para a definição das referências de vazão baseiam-se, fundamentalmente, em dados de séries históricas de vazão e cada Estado da Federação brasileira adota legislação e critérios particulares ao estabelecimento dos valores para conceder o direito de uso da água (VESTENA et al., 2012; SILVA, et al., 2017). E no estado do Acre, já se verificam avanços no sentido da regulamentação do uso das águas. Entretanto, esta região ainda carece de dispositivos técnicos e legais baseados na Ciência Hidrológica (MONTEFUSCO et al., 2021), em especial quanto aos momentos de menores fluxos de água nos rios da região.

Nessa conformidade, dada a relevância do tema, especialmente no estado do Acre, que tem seus principais cursos d'água inseridos na Bacia Amazônica, uma revisão da literatura científica foi empreendida para apoiar o entendimento quanto à condição hidrológica crítica da bacia hidrográfica representada pelos momentos de vazões mínimas e aos estudos dos valores de vazões de referência adequados para seus rios, importantes para a efetivação de estratégias locais de gestão dos recursos hídricos.

Busca em plataformas eletrônicas de gerenciamento de periódico de comunicação científica, como a Scientific Electronic Library Online (SciELO), Periódicos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES), Springer Link (da Springer Nature Switzerland AG) e ScienceDirect (da Elsevier Company) foram realizadas, para seleção de artigos científicos de interesse. Publicações de referência, como Journal of Hydrology, Revista Brasileira de Geografia Física (RBGF) e Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH) também foram objeto de buscas, nas fases exploratória e sistematizada, esta última orientada segundo Donato e Donato (2019).

2. REVISÃO DE LITERATURA

A água é uma substância essencial aos organismos vivos e de relevante interesse para o ser humano. Suas interações com as sociedades humanas e seus atributos de quantidade e qualidade são objeto de investigação da Hidrologia. Os fenômenos que determinam a distribuição espacial e temporal da água são objeto desta geociência

multidisciplinar (NAGHETTINI; PINTO, 2007; TUCCI, 2012). E a ampla gama de variações dos fenômenos hidrológicos e de interações desses com os espaços em que ocorrem, no nosso planeta, mostram que sua complexidade e tendência a não apresentar similaridades nas diferentes escalas em que se manifestam (RUI, 2013).

A área sobre a qual se precipita a água a partir da atmosfera terrestre, que a capta em suas vertentes e converge para uma rede de percursos e canais de escoamento até chegar a um canal único e um ponto de saída das delimitações topográficas que a cercam (divisor de águas) é a unidade denominada bacia hidrográfica (TUCCI, 2012). Esta delimitação natural dos percursos e espaços pelos quais a água transita, pela superfície emersa do nosso planeta oferece uma oportuna resposta a necessidade de que, no tocante à Hidrologia, seja igualmente lançada sobre cada região a atenção do pesquisador, em diferentes escalas espaciais (RUI, 2013).

A parcela líquida da água que, no ciclo hidrológico, chega aos rios, canais e reservatórios naturais, se move segundo as leis físicas (TUCCI, 2012) e as características desse escoamento podem ser quantificadas no tempo e no espaço, quando registradas sistematicamente em instalações apropriadas para este fim: os postos ou estações fluviométricas (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Sendo tomadas em localizações específicas em um rio, estas medidas pontuais constituem os dados fluviométricos e podem representar fenômenos hidrológicos, a partir de registros sequenciais consistentes, mais longos e completos quanto possível (WMO, 2009).

O volume de água que atravessa uma seção especificada do canal de drenagem fluvial, em um dado intervalo de tempo, usualmente medido em segundos, é denominado vazão e corresponde a uma característica de interesse hidrológico que muda continuamente no tempo (TUCCI, 2012). A vazão fluvial é, então, uma característica hidrológica que varia em função do tempo e do espaço, assumindo uma ilimitada gama aleatória de valores não negativos: é, portanto, uma variável hidrológica estocástica contínua (NAGHETTINI; PINTO, 2007; TUCCI, 2012).

Entre as diferentes possíveis realizações da variável vazão fluvial há, em uma bacia hidrográfica, um valor que delimita o nível inferior da faixa de descargas líquidas com potencial de uso equilibrado pelos organismos vivos e suas múltiplas demandas, incluindo os humanos (WMO, 2009). Valor este que está na abrangência das menores vazões de um curso d'água e é tratado com especial cuidado pela World Meteorological Organization (WMO), em seu Relatório Operacional de Hidrologia nº 50, sobre sua estimação e previsão, por variados métodos (WMO, 2009).

Os métodos de obtenção de referências de vazão mínima dependem da finalidade que se pretende atender e tais vazões afetam as previsões sobre com que frequência há probabilidade de não atendimento aos usos da água, essenciais e projetados, inclusive a manutenção de condições mínimas dos ecossistemas, o abastecimento público para dessedentação e higiene, o transporte fluvial e os usos agrícola e industrial (WMO, 2009).

2.1. HIDROLOGIA DE BAIXA VAZÃO

A vazão natural de um rio tem ampla variação em diferentes escalas temporais, o que afeta suas demais características, definindo e organizando, assim, os ecossistemas aquáticos e aqueles conectados e associados a eles (SCHMUTZ; SENDZIMIR, 2018). Então, fenômenos hidrológicos como os regimes naturais de vazão baixa, entendidas como as menores vazões naturais em um curso d'água, que ocorrem durante os períodos secos ou de menor precipitação pluviométrica do ano, e que tendem a repetir-se na mesma época, numa dada região (SMAKHTIN, 2001), afetam os habitats fluviais e biotas associados, que a eles respondem mudando sua composição e os processos ecológicos que neles ocorrem, até mesmo cessando-os definitivamente (SCHMUTZ; SENDZIMIR, 2018).

As vazões baixas de um rio são produto da liberação de parte das águas armazenadas em subsuperfície, ou de outros reservatórios naturais, como lagos, pântanos, geleiras e vales aluviais, sendo um fenômeno no qual fatores naturais fisiográficos e fatores antrópicos exercem influência (SMAKHTIN, 2001). A ideia de que deve haver um valor mínimo de vazão a partir do qual é possível desorganizar as interações entre habitats fluviais e biotas fomenta, há anos, buscas científicas a este conhecimento, sob variadas denominações para o conceito aí envolvido, do qual a vazão baixa é um componente: vazão ambiental ou ecológica (SCHMUTZ; SENDZIMIR, 2018).

Em rios, os processos hidrológicos não são determinísticos, ou seja, produtos da aplicação direta de leis físicas, químicas ou biológicas em condições regulares, uniformes e constantes. As incertezas e as probabilidades associadas às grandezas envolvidas na hidrologia fluvial aproximam-na da Ciência Estatística (NAGHETTINI; PINTO, 2007). Dentro deste campo do conhecimento, se busca obter conclusões válidas sobre a ampla gama das possíveis realizações de uma característica de uma população que varia, com o tempo, por exemplo, a partir de um número restrito de observações desta variável: a amostra (SPIEGEL, 1993; MORETTIN; BUSSAB, 2013), o que é aplicável em Hidrologia.

Para o entendimento dos fenômenos hidrológicos, Field (2009) considera que se pode fazer uma simplificação reduzida destes, com os dados coletados dos processos naturais reais envolvidos, para construir modelos estatísticos que melhor os representem. Análises hidrológicas das vazões baixas podem, assim, ser feitas por meio de amostras de dados, e delas, inferências sobre a população de dados do fenômeno (FIELD, 2009; TUCCI, 2012). E para conferir melhor precisão a tais estimativas se faz uso de diferentes distribuições teóricas de frequência para sua representação (SMAKHTIN, 2001), permitindo a obtenção de respostas sobre ocorrências hidrológicas de uma variável além dos limites da amostra existente (NAGHETTINI; PINTO, 2007; TUCCI, 2012).

As distribuições de Gumbel, Pearson tipo III, Log-normais e Weibull são as mais frequentemente utilizadas em estudos voltados à estimação dos valores de vazão baixa (SMAKHTIN, 2001; NAGHETTINI; PINTO, 2007). Bhatti et al. (2019), incluem a Generalized Extreme Value (GEV), entre as distribuições mais comumente utilizadas para modelar séries de vazão mínima, úteis à mesma área de estudo. Os avanços na Matemática, Estatística e nas áreas aplicadas ampliam gradualmente as opções e possibilidades de representação dos fenômenos por estes recursos, incluindo os hidrológicos.

2.2. VAZÃO ECOLÓGICA, DE REFERÊNCIA, DISPONIBILIDADE HÍDRICA E OUTORGA DE DIREITO DE USO DA ÁGUA

Schmutz e Sendzimir (2018) referem-se a vazão ambiental como o escoamento fluvial mínimo para manter as interações entre habitats fluviais e biotas, relacionados ao curso hídrico, em sua organização natural. O conceito abrange e conecta a água, os organismos e espaços naturais que dela dependem ou sofrem influência direta ou indireta significativa em sua existência, no que se inclui o componente humano.

Por outro lado, Pinto et al. (2016) trazem à discussão o conceito de um escoamento fluvial mínimo necessário tão somente aos ecossistemas aquáticos naturais como vazão ecológica, assinalando, entretanto, que mesmo nesse foco, a perspectiva humana prevalece, pelas simplificações dos sistemas bióticos naturais de que se vale para quantificação e qualificação dos parâmetros componentes de tal vazão.

No Brasil, os recursos hídricos são um bem do Estado, de domínio público e gestão conjunta pelo Poder Público e Sociedade (usuários e comunidades). Na legislação nacional, vazão de referência de um curso d'água é aquela formalmente estabelecida pelo Estado para

o processo de gestão de uma bacia ou região hidrográfica, como base para a tomada de decisão sobre os usos múltiplos da água (BRASIL, 1988; BRASIL, 1997; CONAMA, 2005).

Assim, o termo vazão de referência relaciona-se ao uso e à gestão das águas fluviais e lacustre, agregando-se a outros dois: o de vazão outorgável ou concedida ao uso e o de vazão remanescente, como a que deve permanecer escoando no curso d'água para assegurar outros usos, incluindo os dos ecossistemas aquáticos naturais (BRASIL, 1997; CONAMA, 2005).

Coelho Filho et al. (2015) traduzem a disponibilidade hídrica como a fração da produção de água de uma bacia hidrográfica que pode ser abstraída da fonte superficial para atendimento a demandas variadas. Os autores a relacionam às referências estatísticas de vazão, em particular as das vazões baixas, para estabelecer meios de segurança ao atendimento dos usos propostos para a água, face as flutuações naturais do estoque de um curso d'água. Em WMO (2009) se relacionam os indicadores estatísticos de vazões baixas à avaliação de disponibilidade hídrica, relação que é justificada em Smakhtin (2001), que argumenta ainda sobre o agravamento dos problemas de gestão de recursos hídricos fluviais nos períodos em que tais vazões ocorrem.

De acordo com Silva et al. (2006), em uma política holística e sustentável de recursos hídricos, os fatores hidrológicos e ecológicos se destacam em relação aos fatores administrativos, econômicos e políticos. Para os referidos autores, o conceito de disponibilidade hídrica é um importante fator no contexto do gerenciamento dos recursos hídricos e acrescentam que os critérios de outorga de direito de uso das águas, além de estar vinculados à disponibilidade hídrica, dependem dos sistemas jurídicos e econômicos locais.

Para Vestena et al. (2012), vazão ecológica é a quantidade de água que deve permanecer no leito dos rios com vistas a atender as demandas do ecossistema de um corpo hídrico. Por sua vez, a vazão de referência, em conformidade com Silva et al. (2006), é um valor de vazão que representa o limite superior estabelecido de utilização da água. Trata-se de um dispositivo importante para a proteção dos sistemas aquáticos, sobretudo dos rios, como também mencionam Harris et al. (2000).

A outorga é dada aos usuários pelo Estado após a definição da vazão ecológica ou de referência para um ponto de um curso d'água. Trata-se de uma concessão para um usuário abstrair uma fração do volume de água superficial ou subsuperficial, de vigência segundo circunstâncias previstas em lei, dada pela autoridade gestora dos recursos hídricos de um território, na sua jurisdição (BRASIL, 1997; RANDO; GALVÃO, 2016). No Brasil, se

trata de um instrumento de controle quantitativo e qualitativo dos recursos hídricos nacionais, com dimensão geográfica e temporal, empregado pelo Estado brasileiro como ferramenta de seu sistema de gestão, para implantar os instrumentos da Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH (BRASIL, 1997).

Dentro do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos – SINGREH brasileiro, a Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico – ANA é a integrante com função de secretaria executiva em nível federal, como implementador da PNRH, responsável por outorgar o direito de uso de recursos hídricos em corpos d'água de domínio da União (BRASIL, 1997; BRASIL, 2000). Nesta função, a ANA atua ao lado de outros órgãos públicos cujas competências se relacionem com a gestão de recursos hídricos, implementadores da PNRH nos níveis de poder federal, estadual, municipal e do Distrito Federal (BRASIL, 1997).

Os suportes legais e instrumentos à gestão dos recursos hídricos brasileiros são, a partir da PNRH, os Planos de Recursos Hídricos, a legislação federal, estadual e do Distrito Federal sobre águas em suas jurisdições e as resoluções da ANA e demais órgãos implementadores da PNRH (BRASIL, 1997; BRASIL, 2000). No âmbito do Estado do Acre, componente indissociável da Federação brasileira, são instrumentos de gestão dos recursos hídricos vigentes: a Lei Estadual nº 1.500 de 2003, da Política Estadual de Recursos Hídricos e Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Acre, o Plano Estadual de Recursos Hídricos do Acre - PLERH/AC e as resoluções do Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (CEMACT), atualmente denominado Conselho Estadual de Meio Ambiente e Floresta – CEMAF (ACRE, 2003, 2010, 2011, 2012).

Nenhum estudo publicado sobre as vazões mínimas dos principais rios do Acre foi encontrado na literatura científica, até o momento. Embora isso ocorra, os estudos de Lopes et al. (2013), Moreira e Naghettini (2016), Moreira et al. (2019) e Moreira et al. (2020) dão indicativo de disponibilidade de dados e meios para estimação de vazões para alguns desses rios acreanos. No Plano Estadual de Recursos Hídricos – PLERH do Acre são mencionados estudos sobre o regime de vazões de estiagem (ACRE, 2012), entretanto, a necessidade de avanços com vistas a contribuir para as tomadas de decisão no tocante à gestão dos recursos hídricos e dos ecossistemas associados, no estado, persiste.

2.3. BACIAS HIDROGRÁFICAS TRANSNACIONAIS, AS POPULAÇÕES HUMANAS DO ACRE E SUAS RELAÇÕES COM OS RECURSOS NATURAIS E SEGURANÇA HÍDRICA

Na região amazônica dos afluentes de margem direita do Rio Solimões e de margem esquerda do Rio Madeira, estão situadas, em sua porção mais ocidental, as bacias

hidrográficas dos rios Juruá, Tarauacá, Envira, Purus, Acre e Abunã (IBGE, 2017). Desses, alguns são cursos d'água transfronteiriços, parcialmente compartilhados pelo estado brasileiro do Acre com os países vizinhos, Peru e Bolívia, e com o estado do Amazonas, Brasil (ACRE, 2012). A posição geográfica dessas bacias hidrográficas as situa numa região peculiar em diversos aspectos: geológicos, geomorfológicos, biológicos e sociais.

Trata-se da Bacia Sedimentar do Acre, delimitada pelo Arco de Iquitos e pela Faixa Andina, que constitui unidade geotectônica formada principalmente por sedimentos cenozóicos pouco consolidados, na qual a Formação Solimões se destaca como principal unidade geológica (ACRE, 2006). Sobre ela escoam, nos seus diferentes terrenos, os rios acreanos e parte dos cursos d'água peruanos e bolivianos, todos da Bacia Amazônica. Nestes cursos d'água, não há registro de barramentos artificiais ou outras alterações antrópicas dessa magnitude em seus leitos, das nascentes até os exutórios extremos no estado do Acre, em seus limites territoriais Norte, Noroeste e Nordeste (IBGE, 2017; ANA, 2021).

A rede hidrográfica do estado do Acre, parte do Sudoeste amazônico, está inserida em uma porção de terra onde há, segundo Oberdorff et al. (2019) e Albert et al. (2020), a maior biodiversidade fluvial do planeta. Habitats aquáticos que se distribuem entre águas brancas (barrentas) e pretas de rios com meandros e lagos marginais (SIOLI, 1985), abrigam significativo número de espécies endêmicas de peixes (OBERDORFF et al., 2019). Tal diversidade, como em outras partes da Amazônia, compõe a riqueza e o recurso essencial às comunidades humanas locais atuais, assim como foram para as do passado.

A diversidade humana do estado do Acre e sua magnitude expressa nos 733.559 habitantes heterogeneamente concentrados em seu território, contados no Censo 2010 do Brasil, converge para uma população de 881.935 habitantes projetada para 2019, e superior a um milhão, no horizonte de 2024. Esse contingente humano está distribuído atualmente entre populações urbanas (maioria crescente) e rurais, nas quais estão incluídas populações tradicionais indígenas e ribeirinhas, todas com suas demandas por água doce (ACRE, 2012; IBGE, 2019).

Do nível global ao local, proposições humanas como os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e suas metas, da Agenda 2030 da Organização das Nações Unidas (ONU) e seus Estados-Membros, assim como as leis e planos específicos relativos a recursos hídricos do Brasil, Peru e Bolívia, e documentos equivalentes do estado brasileiro do Acre, todos em algum momento refletem a necessidade de relação equilibrada com as

fontes de água doce disponíveis (BRASIL, 1988, 1997; ACRE, 2012; ONUBR, 2017; ANA, 2019a).

A mobilidade de contingentes humanos não indígenas, a ocupação do território por estes e sua consolidação nas grandes sub-bacias hidrográficas do Juruá e Purus, entre o final do século XIX e as primeiras décadas do século XX, incluindo-as como parte do Brasil, conforme nos situa Vital (2019), acompanham o ciclo de vazantes e cheias dos cursos d'água principais da região. Nos períodos de vazões baixas (vazante), a interrupção da navegação fluvial na maior parte dos rios ali resultava no isolamento regional em relação aos centros urbanos principais da época, que influíam no ambiente humano regional: Manaus e Rio de Janeiro.

Este ciclo de oscilação das águas teve e tem reflexos na produção econômica, na saúde, na política e organização social regional (VITAL, 2019). Apesar de momentos icônicos das vazões baixas na história recente do Acre e suas populações, como a retenção do Navio de Assistência Hospitalar Dr. Montenegro - U 16, da Marinha do Brasil, sobre o leito menor do Rio Juruá, em 2010 (GALANTE, 2010), e a estiagem de 2016, em que no Rio Acre se registrou sua mais baixa vazão, conforme Buffon et al. (2016) e Tamwing et al. (2021), o fenômeno das vazões baixas nas bacias dos principais rios acreanos carece de mais estudos.

O foco nas vazões altas, nas excepcionalmente altas e em outros aspectos hidrológicos da região se verifica nos estudos de Buffon et al. (2016), Moreira et al. (2016), Godoy Júnior et al. (2017), Buffon et al. (2017), Moreira et al. (2019) e Moreira et al. (2020). Embora estes estudos tenham se valido de dados hidrológicos oriundos de fontes acessíveis e disponíveis, como as séries históricas de vazões médias diárias dos respectivos rios acreanos, descarregadas do HidroWeb (ANA, 2020), que abrangem dados úteis às pesquisas em Vazões Baixas, a lacuna quanto às vazões baixas persiste.

Mesmo que Pinto et al. (2016) não mencionem o Acre como possuidor de legislação referente à vazão outorgável e vazão considerada como consumo insignificante, o Estado do Acre dispõe de legislação que institui a sua política de recursos hídricos (ACRE, 2003), seu plano de gestão de recursos hídricos e uma regulamentação da concessão de outorga e direito de uso de suas águas. A Resolução CEMACT [CEMAF] nº 4, de 17 de agosto de 2010 (ACRE, 2010) trata de outorga e direito de uso das águas no Acre, contudo sem fazer uso de qualquer dos índices de vazão baixa aplicados em outros Estados brasileiros (PINTO et al., 2016).

Assim, uma parte dos rios do Acre, os transnacionais e interestaduais, são de domínio federal, sujeitos a leis e regulamentos específicos, distintos dos rios estaduais (BRASIL, 1988; BRASIL, 2000). Sobre esses últimos vigora a Resolução CMACT n.º 04/2010 (CEMAF) que, inicialmente, estabelece apenas valores quanto a vazões consideradas de uso insignificante, deixando a cargo do Estado a análise de pedidos de uso da água nos demais casos (ACRE, 2010). Esta análise, segundo o regulamento estadual, requer o cálculo de vazão de referência, por meio de estudos de regionalização de vazão disponíveis, a partir de séries históricas de dados hidrológicos do curso d'água em causa (ACRE, 2010).

Nos rios federais que atravessam o território acreano, para a outorga de direito de uso da água se faz necessário o conhecimento da vazão natural com alta permanência no tempo e remete ao índice de vazão baixa Q_{95} , inicialmente, como fluxo fluvial de referência (ANA, 2017). A Resolução nº 1.938, de 30 de outubro de 2017, da ANA, dá ao usuário que demanda ao Estado o direito de uso da água a opção de, mediante estudo técnico específico, propor outra vazão de referência. Novamente, estudos hidrológicos estatísticos, sobretudo os de vazões baixas, se mostram necessários para regularização legal do uso da água na região.

WMO (2009), Coelho Filho et al. (2015), Pinto et al. (2016) e Schmutz e Sendzimir (2018), encontram espaço de inovação na regulamentação legal nos níveis estadual e federal, para os rios acreanos: os estudos hidrológicos específicos, então, podem incorporar indicadores estatísticos de vazões baixas à avaliação de disponibilidade hídrica, considerando o fluxo mínimo demandado pelos habitats fluviais e biotas relacionados ao curso hídrico superficial. A partir de tais estudos e seus aprofundamentos, e de especificidades locais, é possível a definição das abstrações significativas de frações da produção de água de uma bacia hidrográfica, no estado do Acre, abrangendo, inclusive, a sazonalidade da oferta hídrica, nele tão evidente, como registrado no estudo de Tamwing et al. (2021).

A proposição de segurança quanto à disponibilidade de água, em quantidade e qualidade adequadas aos múltiplos usos demandados pelas populações humanas brasileiras, do presente e do futuro, pela utilização racional e integrada dos recursos hídricos (BRASIL, 1997) sinalizava para o acolhimento de um outro conceito contemporâneo: segurança hídrica. Este se apresenta como um dos paradigmas da gestão integrada dos recursos hídricos na atualidade, e como um objetivo a perseguir para a garantia de água suficiente e de boa qualidade para as populações e ambientes naturais (VARADY et al., 2016).

McNeill et al. (2017) qualificam como dinâmico e multidimensional o conceito de segurança hídrica e resumem disponibilidade, acessibilidade e sustentabilidade como suas dimensões principais, face a diferentes definições do termo. Este novo paradigma é expresso no Plano Nacional de Segurança Hídrica - PNSH brasileiro, que se alinha à visão dos ODS na perspectiva da ANA (ANA, 2019b) e define segurança hídrica como:

[...] disponibilidade de água em quantidade e qualidade suficientes para o atendimento às necessidades humanas, à prática das atividades econômicas e à conservação dos ecossistemas aquáticos, acompanhada de um nível aceitável de risco relacionado a secas e cheias, devendo ser consideradas as suas quatro dimensões [(humana, econômica, ecossistêmica e resiliência)] como balizadoras do planejamento da oferta e do uso da água em um país (ANA, 2019b).

Embora inicialmente, sob os critérios adotados no PNSH, o Acre desfrute de relativa segurança hídrica, à exceção da Bacia Hidrográfica do Rio Acre, a demanda por estudo de refinamento dos indicadores de segurança foi apontada no plano, que tem vigência de 2019 a 2035 (ANA, 2019b). Monitorado e ajustado constantemente, o PNSH prevê para a região do Rio Acre a elaboração de “estudo de alternativas para o aproveitamento de recursos hídricos em áreas de alta vulnerabilidade a inundações” (ANA, 2019b). Entretanto, o outro extremo, as baixas vazões, não é mencionado.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os avanços nos estudos hidrológicos regionais estão, assim, em foco e tornam estratégico o conhecimento aprimorado sobre as vazões baixas, para avaliações de disponibilidade hídrica, em consonância com os cenários possíveis, atuais e futuros. Considerando as conclusões obtidas a partir dos estudos promovidos por Rando e Galvão (2016) e Vital (2019), é possível agregar aos argumentos ecológicos em favor do aprofundamento na Hidrologia de Vazões Baixas no Acre os seguintes aspectos: a conectividade e acessibilidade nacional e internacional, a relevância ambiental, paisagística e cultural que seus rios e igarapés (riachos, ribeirões) proporcionam a suas populações humanas, sendo estas apenas algumas das facetas da diversidade regional.

4. REFERÊNCIAS

ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Acre Fase II: documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: SEMA, 2006.

ACRE. Lei Estadual nº 1.500, de 15 de julho de 2003. Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, cria o Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado do Acre, dispõe sobre infrações e penalidades aplicáveis e dá outras providências. **Assembleia Legislativa do Estado do Acre (ALEAC)**. Rio Branco (AC): ALEAC, 2003.

ACRE. Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (CEMACT) [Atual Conselho Estadual de Meio Ambiente e Floresta – CEMAF] nº 03, de 30 de setembro de 2011. Aprova o diagnóstico, o prognóstico e o plano de ação do PLERH/AC; cria a comissão permanente de acompanhamento, monitoramento e avaliação da implementação do PLERH/AC; e aprova o PLERH/AC. **Diário Oficial [do] Estado do Acre (DOEAC)**. Rio Branco (AC): DOEAC, 2011.

ACRE. Resolução do Conselho Estadual de Meio Ambiente, Ciência e Tecnologia (CEMACT) [Atual Conselho Estadual de Meio Ambiente e Floresta – CEMAF] nº 04, de 17 de agosto de 2010. Regulamenta a concessão outorga provisória e de direito de uso dos recursos hídricos no Estado do Acre. **Diário Oficial [do] Estado do Acre (DOEAC)**: n. 10.376, Caderno Único, p. 8-10, de 13 set. 2010. Rio Branco (AC): DOEAC, 2010.

ACRE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Acre**. Rio Branco: SEMA, 2012.

ALBERT, J. S.; TAGLIACOLLO, V. A.; DAGOSTA, F. Diversification of Neotropical Freshwater Fishes. East Carolina: **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics**, [S. l.], v. 51, p. 27-53, 2020.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **ODS 6 no Brasil: visão da ANA sobre os indicadores / Agência Nacional de Águas**. Brasília-DF: ANA, 2019a.

ANA. Agência Nacional de Águas (Brasil). **Plano Nacional de Segurança Hídrica / Agência Nacional de Águas**. Brasília-DF: ANA, 2019b.

ANA. Resolução nº 1.938, de 30 de outubro de 2017. Dispõe sobre procedimentos para solicitações e critérios de avaliação das outorgas preventivas e direito de uso de recursos hídricos. **Diário Oficial da União (DOU)**, nº 212, s. 1, p. 121, de 06 nov. 2017. Brasília: DOU, 2017.

ANA. Sistema de Acompanhamento de Reservatórios (SAR): Sistema Interligado Nacional (SIN). Bacia do Rio Amazonas. Brasília-DF: ANA, 2021.

ANA. Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos - SNIRH. **Portal HidroWeb**. Brasília-DF: ANA, 2020.

BARROS, C. G. D.; PESSOA, F. C. L.; SANTANA, L. R.; LOPES, Y. K. L.; COSTA, C. E. A. S. Vazão mínima Q7,10 no Amapá estimada por modelos probabilísticos. **Revista Engenharia na Agricultura**, [S. l.], v. 26, n. 3, p. 284-294, 2018.

BHATTI Shumaila J.; KROLL, Charles N.; VOGEL, Richard M. Revisiting the probability distribution of low streamflow series in the United States. **Journal of Hydrological Engineering**, [S. l.], v. 24, n.10, p. 04019043-1-04019043-11, 2019.

BRASIL. Constituição (1988). **Constituição da República Federativa do Brasil**. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos: Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Presidência da República**. Brasília, DF: Presidência da República, Casa Civil, 1997.

BRASIL. Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000. Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA), entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, integrante do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (Singreh) e responsável pela instituição de normas de referência para a regulação dos serviços públicos de saneamento básico. (Redação dada pela Lei nº 14.026, de 2020). **Presidência da República**. Brasília, DF: Presidência da República, Subchefia para Assuntos Jurídicos, 2000.

BUFFON, F. T.; BARBOSA, F. A. R.; MENDONÇA, R. R.; CONTERATO, E. Evidências de processos de dinâmica fluvial relativas à capacidade de escoamento do Rio Acre. In: Congresso Brasileiro de Geologia, 48., 2016, Porto Alegre (RS). **Anais [...]**, São Paulo (SP): Sociedade Brasileira de Geologia, p. 2108, 2016.

BUFFON, F. T.; BONOTTO, G.; MENDONÇA, R. R.; CONTERATO, E. Previsão de médio prazo de vazões no Rio Acre, no município de Rio Branco-AC, na estiagem de 2016. In: SBRH - Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22., Florianópolis (SC), 2017. **Anais[...]**. Florianópolis: ABRH (ABRHidro), 2017.

COELHO FILHO, J. A. P.; CARDOSO, A. T.; SOUZA, D. N.; VEIGA, A. M. Disponibilidade hídrica da bacia hidrográfica do Rio Meia Ponte - GO, pelos métodos Q7,10 e Curva de Permanência. In: Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 21.; Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos Países de Língua Portuguesa (SILUSBA), 12., Brasília, 2015. **Anais [...]**. Brasília (DF): ABRH (ABRHidro), 2015.

CONAMA. **Resolução nº 357/2005, de 17 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília (DF): Conselho Nacional do Meio Ambiente, 2005.

DONATO, Helena; DONATO, Mariana. Stages for Undertaking a Systematic Review. **Acta Médica Portuguesa**, [S.l.], v. 32, n. 3, p. 227-235, mar. 2019.

FIELD, A. **Descobrimo a estatística usando o SPSS** [recurso eletrônico] / Andy Field; trad. Lorí Viali. 2. ed. Dados eletrônicos. Porto Alegre: Artmed, 2009.

GALANTE, A. NAsH 'Dr. Montenegro' encalha em cachoeira no Rio Juruá. **Poder Naval**, [], ano 13, n. [], p. [], 21 abr. 2010.

GODOY JUNIOR, P. C.; CORREA, A. C. S.; MARTAROLE, T. L. Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 22., Florianópolis (SC), 2017. **Anais** [...]. Florianópolis: ABRH (ABRHidro), 2017.

HARRIS, N.M.; GURNELI, A.M.; HANNAH, D.M; PETTS, G.E. Classification of river regimes: a context for hydroecology. **Hydrological Processes**, [S. l.], v.14, ed.16-17, p. 2831–2848, 2000.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Cidades e Estados - Acre**. 2019. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ac/panorama>>. Acesso em 20 out 2019.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Mapa Físico do Brasil 2017**: parte NO. ed. Rio de Janeiro: IBGE, 2017. 1 mapa, color., 900 × 1125 mm, 26,7 MB, pdf. Escala 1:2.500.000. Projeção policônica. *Datum* horizontal: SIRGAS2000, *Datum* vertical: marégrafo Imituba, SC, Meridiano de Referência: -54° W. Gr., Paralelo de Referência: 0°.

LOPES, W. T. A.; LEMOS, G. M.; SILVA, L. R. S.; SILVA, M. C. A. M; PISCOYA, R. C. C. C.; GOMES, A. O.; SANTOS, A. G. S. Sistema para Análise de Dados Hidrológicos – SiADH. In. **Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, 20., Bento Gonçalves: ABRH (ABRHidro), 2013.

MCNEILL, K.; MACDONALD, K.; SINGH, A.; BINNS, A. D. Food and water security: Analysis of integrated modeling platforms. **Agricultural Water Management**, v. 194, p. 100-112, 2017.

MONTEFUSCO, C.; TAMWING, D.; CRUZ, W.; MOREIRA, J. G.; SERRANO, R. O. Direito e diretrizes de acesso a água: contexto geral e abordagem para a cidade de Rio Branco, acre, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**, [S. l.], v. 18, n. 37, 2021.

MOREIRA, J. G. V.; AQUINO, A. P. V.; MESQUITA, A. A.; MUNIZ, M. A.; SERRANO, R. O. P. Stationarity in annual daily maximum streamflow series in the upper Juruá River, western Amazon. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S.l.], v. 12, n.2, p. 705-713, 2019.

MOREIRA, J. G. V.; MUNIZ, M. A.; MAIA, G. F. N.; MESQUITA, A. A.; PEREIRA, L. B.; SERRANO, R. O. P. Frequency analysis of maximum flows recorded in the upper Juruá River basin, Qcre, Brazil. **South American Journal of Basic Education, Technical and Technologica**, Rio Branco (AC), v. 7, n. 2, p. 23-36, 2020.

MOREIRA, J. G. V.; NAGHETTINI, M. Detecção de tendências monotônicas temporais e relação com os erros do tipo I e do tipo II: Estudo de caso em séries de precipitações diárias máximas anuais do estado do Acre, **Revista Brasileira de Meteorologia**, [S. l.], v. 31, n. 4, p. 394-402, 2016.

MORETTIN, P. A.; BUSSAB, W. O. **Estatística básica**. 8. ed. São Paulo: Saraiva, 2013.

NAGHETTINI, M.; PINTO, E. J. A. **Hidrologia estatística**. / Mauro Naghettini; Éber José de Andrade Pinto. Belo Horizonte: CPRM, 2007.

OBERDORFF et al. Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin. Washington (DC): **Science Advances**, [S. l.], v. 5, n. 9, eaav8681, p. 1-9, 2019. Disponível em: Unexpected fish diversity gradients in the Amazon basin | Science Advances (sciencemag.org). Acesso em 11 fev. 2021.

- ONU. Sistema das Nações Unidas no Brasil. **Documentos Temáticos: Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 1, 2, 3, 5, 9, 14**. Brasília, 2017.
- PINTO, V. G.; RIBEIRO, C. B. M.; SILVA, D. D. Vazão ecológica e o arcabouço legal brasileiro. **Revista Brasileira de Geografia Física**, [S. l.], v. 09, n. 1, p. 91-109, 2016.
- QUEIROZ, M. M. F.; SAMPAIO, S. C.; GOMES, B. M.; IOST, C. Estudo de vazões mínimas Q1,10 e Q7,10 de rios do Paraná segundo distribuição generalizada. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, v. 5, n. 3, p. 32-46, 2010.
- RANDO, A. S.; GALVÃO, A. S. Gestão dos Recursos Hídricos no Acre e implantação dos seus instrumentos. **Redes (St. Cruz do Sul Online)**, Santa Cruz do Sul, v. 21, n. 2, p. 29-48, maio 2016.
- RUI, Xiao-fang; LIU, Ning-ning; LI, Qiao-ling; LIANG, Xiao. Present and future of hydrology. **Water Science and Engineering**, [S. l.], v. 6, n. 3, p. 241-249, 2013.
- SANTOS, C. A.; LIMA, A. M. M.; FARIAS, M. H. C. S.; AIRES, U. R. V.; SERRÃO, E. A. O. Análise estatística da não estacionariedade de séries temporais de vazão máxima anual diária na bacia hidrográfica do Rio Pardo. **Holos**, [S. l.], v. 7, p. 179-193, 2016.
- SCHMUTZ, S.; SENDZIMIR, J. **Riverine Ecosystem Management - Science for Governing Towards a Sustainable Future**, Editors Stefan Schmutz, Jan Sendzimir, Aquatic Ecology Series. Vol 8. Amsterdam, The Netherlands: Institute for Biodiversity and Ecosystem Dynamics, University of Amsterdam, Springer Open, 2018.
- SILVA, A. M.; OLIVEIRA, P. M.; MELLO, C. R.; PIERANGELI, C. Vazões mínimas e de referência para outorga na região do Alto Rio Grande, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, [S. l.], v. 10, n. 2, p. 374-380, 2006.
- SILVA, L. A.; SILVA, A. M.; COELHO, G.; PINTO, L. C.; EDUARDO, E. N. Vazões mínimas e de referência e rendimento específico para o estado de Minas Gerais, **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, [S. l.], v. 12, n. 4, p. 543-549, 2017.
- SIOLI, H. **Amazônia: Fundamentos da ecologia da maior região de florestas tropicais**. Tradução de Johann Becker. Petrópolis. (RJ): Ed. Vozes, 1985.
- SMAKHTIN, V.U. Low flow hydrology: a review. **Journal of Hydrology**, [S. l.], v. 240, p. 147-186, 2001.
- SPIEGEL, M. R. **Estatística / Murray R. Spiegel**. Trad. Ver. Tec. Pedro Consentino, 3ª ed. São Paulo: Makron Books, 1993. Coleção Schaum.
- TAMWING, D. S.; MONTEFUSCO, C. de L. A.; SERRANO, R. O. P.; MESQUITA, A. A.; MOREIRA, J. G. do V.. Caracterização do regime fluvial da bacia hidrográfica do rio Acre. **Research, Sociey and Development**, [S. l.], v. 10, n. 17, p. e93101724461, 2021.
- TUCCI, C. E. M. (Org.). **Hidrologia: ciência e aplicação**. 4. ed. Porto Alegre: Editora da UFRGS: ABRH, 2012.

VARADY, R. G.; ZUNIGA-TERAN, A. A.; GARFIN, G. M.; MARTÍN, F.; VICUÑA, S. Adaptive management and water security in a global context: definitions, concepts, and examples. **Current Opinion in Environmental Sustainability**, [S. l.], v. 21, p 70-77, 2016.

VESTENA, L. R.; OLIVEIRA, E. D.; CUNHA, M. C.; THOMAZ, E. L. Vazão ecológica e disponibilidade hídrica na bacia das Pedras, Guarapuava-PR. **Revista Ambiente & Água**, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 212-227, 2012.

VITAL, A. V. O poder contingente do Rio Iaco no Território Federal do Acre (1904-1920). **Revista Brasileira de História**, São Paulo, v. 39, n. 81, p. 25-46, 2019.

WMO. **Low flow manual: Estimation and prediction**. Operational Hydrology Report No. 50. WMO-No. 1029. Geneva: World Meteorological Organization, 2009.

IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE MINERAÇÃO DE AREIA BRANCA NO VALE DO JURUÁ, AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL

Lucas Lima de Carvalho¹, Edson Alves de Araújo², Andressa Pereira de Souza², Yan Dias da Silva¹, Vitória Filgueira², Anna Clara Felipe Pinheiro Abreu^{2,3}, Maria Beatriz Uchôa de Brito²

1. Universidade Federal do Acre, Campus Floresta, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
6. Universidade Federal do Acre, Programa de Pós-Graduação em Produção Vegetal, Rio Branco, Acre, Brasil.

RESUMO

Os ecossistemas de areias brancas vegetadas se encontram distribuídos em uma vasta área da Amazônia, principalmente nos estados de Roraima, parte Ocidental do Amazonas e oeste do Acre. Esses ecossistemas têm sido fortemente impactados em virtude da mineração de areia e extração seletiva de madeira. Este trabalho objetivou avaliar e espacializar os impactos ambientais decorrentes do desmatamento desses ambientes no Vale do Juruá, abrangendo os municípios de Cruzeiro do Sul – AC, Mâncio Lima – AC e Guajará – AM, entre os anos de 2014 a 2020. A estimativa das áreas de Campinaranas desflorestadas foram obtidas por meio das ferramentas de Sistema de Informação Geográfica (SIG), a partir da seleção e delimitação de um polígono de 39.584 hectares. A digitalização dos polígonos foi feita em tela a partir de imagens do Google Earth com o auxílio do programa Qgis Desktop 3.4.7. Os resultados revelaram que houve um incremento de 25,94 hectares na exploração de áreas de Campinaranas durante os anos de 2014 a 2020, uma vez que em 2014 havia 42 pontos de extração e, em 2020 foram contabilizados 76 focos de exploração. Além disso, o presente trabalho também evidenciou, *in situ*, os impactos ambientais decorrentes da atividade de mineração. Como agravante nota-se a falta de aplicação de medidas capazes de mitigar a degradação dos ecossistemas de areia branca vegetadas.

Palavras-chave: SIG, Impactos ambientais e Desmatamento.

ABSTRACT

Vegetated white sand ecosystems are distributed over a vast area of the Amazon, mainly in the states of Roraima, western part of Amazonas and western Acre. These ecosystems have been heavily impacted by sand mining and selective logging. This work aimed to evaluate and spatialize the environmental impacts resulting from the deforestation of these environments in the Juruá Valley, covering the municipalities of Cruzeiro do Sul - AC, Mâncio

Lima - AC and Guajará - AM, between the years 2014 to 2020. The estimation of the deforested areas of Campinaranas were obtained through the Geographic Information System (GIS) tools, from the selection and delimitation of a polygon of 39,584 hectares. The digitization of the polygons was performed on screen from Google Earth images with the help of the Qgis Desktop 3.4.7 program. The results revealed that there was an increase of 25.94 hectares in the exploration of areas in Campinaranas during the years 2014 to 2020, since in 2014 there were 42 extraction points and, in 2020, 76 exploration spots were accounted for. In addition, the present work also evidences, in situ, the environmental impacts of the mining activity. An aggravating factor is the lack of application of measures capable of mitigating the degradation of vegetated white sand ecosystems.

Keywords: GIS, Environmental impact and Deforestation.

1. INTRODUÇÃO

Campinarana, também chamada de campina, é uma terminologia que significa “falso campo”. Esta fitofisionomia apresenta cobertura vegetal característica, com elevado endemismo e adaptada a áreas sujeitas à inundação em determinados períodos do ano (na época das chuvas). São ainda consideradas vegetação clímax (SCHAEFER; MENDONÇA; FERNANDES FILHO, 2009) e apresentam diferentes classes de acordo com a sua estrutura vegetal, são elas: campinarana florestada, campinarana arborizada e campinarana gramíneo-lenhosa (VELOSO; RANGEL FILHO; LIMA, 1991).

No estado do Acre as campinaranas são estimadas em aproximadamente 0,04% da vegetação presente no estado, ou seja, o equivalente a 6.600 hectares (ACRE, 2006). Desenvolvem-se sobre solos arenosos e pertencentes a ordem dos Espodosolos e Neossolos, os quais são nutricionalmente pobres em profundidade e com altos teores de ácido húmico (ACRE, 2006; PEREIRA et al., 2020).

As áreas de ocorrência apresentam solos arenosos profundos, podendo ser formados *in situ* provenientes de depósitos aluviais, ou pelo processo de podzolização e desenvolvimento a partir de sedimentos cenozóicos ou rochas ígneas e metamórficas (ANDERSON, 1981).

Essa tipologia vegetal é encontrada na porção oeste do Acre, ao longo das bacias do rio Juruá e rio Moa, que abrange os municípios de Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves, além de municípios fronteiriços como Guajará e Ipixuna, ambos no estado do Amazonas (ACRE, 2006).

Atualmente, na região do Juruá, as campinaranas encontram-se sob forte pressão antrópica em decorrência do avanço da pecuária extensiva e da extração de recursos

minerais, como a areia branca e seixo lavado, destinados à construção civil. A interferência antrópica sobre estas áreas implica, muitas vezes, em mudanças irreversíveis tendo em vista a vulnerabilidade desses ambientes.

Silva (2005) destaca que é possível identificar impactos ambientais frequentes em áreas de extração de areia, como: alteração da qualidade das águas, supressão da vegetação, geração de resíduos sólidos, alteração do percurso dos corpos d'água, emissão de gases, aumento da erosão, assoreamento, alteração do ecossistema aquático, deslocamento da fauna e impactos visuais.

Uma importante ferramenta de identificação destas alterações pode ser feita com o uso das geotecnologias que se utiliza da espacialização de informações e dados da superfície terrestre. Nesse processo se destacam o Sensoriamento Remoto (SR), o Sistema de Informações Geográficas (SIG) e o Processamento Digital de Imagens (PDI) (ROSA, 2005; SOUZA, 2017).

O georreferenciamento se tornou muito popular, sendo útil mesmo em atividades que exigem alta precisão (SOUZA, 2017). Com isso, esse instrumento tem sido utilizado em trabalhos ambientais no intuito de avaliar desmatamento e exploração de ambientes (BURROUGH, 1991).

Dados os problemas ambientais decorrentes da exploração de áreas de campinaranas, torna-se necessário que haja um efetivo monitoramento para quantificação e análise dos impactos gerados nesses habitats.

Neste contexto, este trabalho tem como objetivo realizar análise multitemporal da retirada de cobertura florestal de ecossistemas de areia branca (campinaranas), no período de 2014 a 2020, nas cidades acreanas de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima e no município de Guajará, situado no Amazonas, além de propor medidas mitigadoras ante o avanço da degradação destes ambientes no Vale do Juruá.

2. MÉTODOS

O Estado do Acre localiza-se no sudoeste da região norte brasileira, fazendo fronteira com duas unidades federativas: Amazonas ao norte, e Rondônia a leste. Sua área é de 164.123,040 km², o que corresponde a 2% de todo o território brasileiro. O trabalho foi

realizado no Alto Juruá, abrangendo as cidades de Cruzeiro do Sul – AC, Mâncio Lima – AC e Guajará – AM (Figura 01).

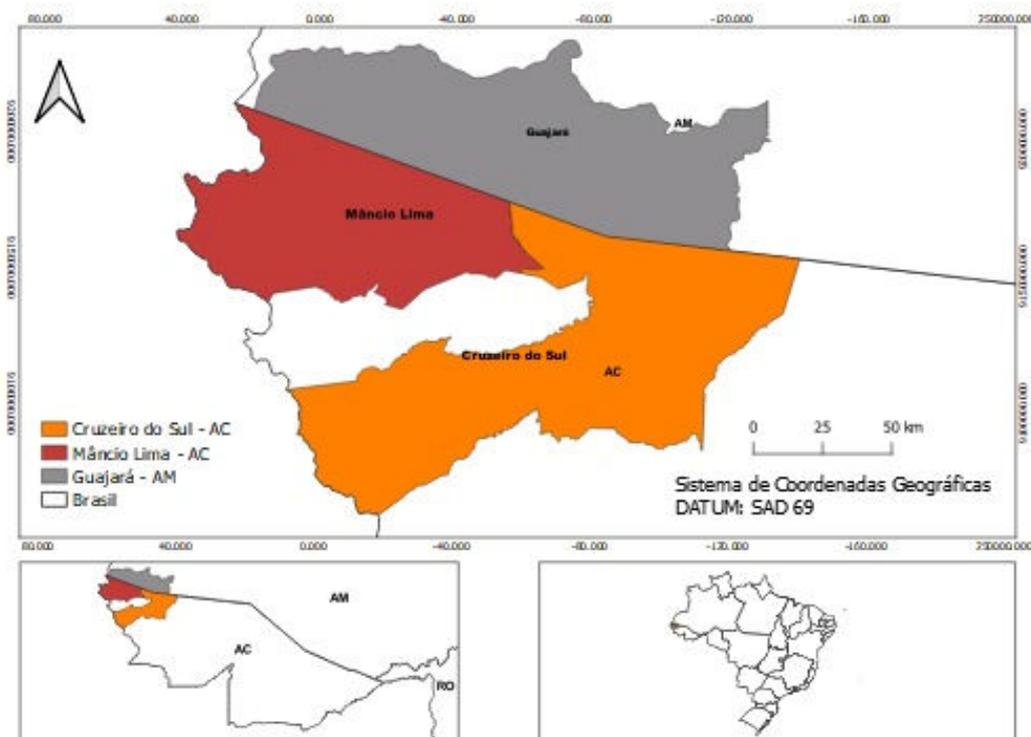


Figura 1. Localização dos municípios, Cruzeiro do Sul - AC, Mâncio Lima – AC e Guajará – AM.

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO E COLETA DE DADOS SECUNDÁRIOS

A área de estudo está inserida na região do Juruá, com foco na bacia do rio Moa, que compreende os municípios de Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Guajará/AM. Os Espodossolos, objeto de estudo deste projeto, encontram-se associados a rede de drenagem em relevos mais suaves e em condições de planícies alagáveis.

Inicialmente foi realizado um levantamento junto ao Instituto de Meio Ambiente do Acre – IMAC onde foram coletados dados a respeito das empresas que atuam com a mineração de areia no Vale do Juruá. As informações coletadas referem-se a número de empresas mineradoras, tamanho dos empreendimentos, localização da área, potencial de extração da região, impactos ocasionados e quais métodos de fiscalização são utilizados para acompanhar a atividade de mineração na região.

A pesquisa abrangeu aspectos qualitativos e quantitativos que se referem, respectivamente, à avaliação dos impactos ambientais e à mensuração da perda da cobertura vegetal em áreas de extração de areia.

2.2. GEORREFERENCIAMENTO DAS ÁREAS DE EXPLORAÇÃO DE AREIA

As áreas de campinaranas exploradas foram mapeadas inicialmente com imagens de SIG (Google Earth), por intermédio da análise das vias de acesso terrestres e fluviais da região. Além disso, foram realizados registros fotográficos e anotações, inserindo-as em caderneta de campo. Nas áreas estudadas foram feitas marcações de pontos com o GPS, os quais foram inseridos posteriormente em ambiente de SIG.

Para a confecção de mapas, espacialização e dimensionamento das áreas foi utilizado o software QGIS Desktop 3.4.7. A base de dados contendo informações geoespaciais sobre os recursos naturais (solo, vegetação, geologia e geomorfologia e rede hidrográfica) utilizada foi adquirida do Zoneamento Ecológico Econômico do Acre (ACRE, 2006), além de outras bases de dados, a exemplo do CPRM e SIVAM, que também fornecem informações correlatas.

Segue abaixo o fluxograma indicando as etapas realizada durante a construção do trabalho (Figura 2).



Figura 2. Fluxograma de execução da pesquisa.

2.3. ANÁLISE QUANTITATIVA MULTITEMPORAL DA COBERTURA FLORESTAL

Como já mencionado, a análise multitemporal da perda da cobertura vegetal entre 2014 a 2020 foi realizada utilizando-se de imagens de satélite de alta resolução (imagens do Google Earth Pro), possibilitando, assim, identificar e mensurar a dimensão das áreas de campinaranas exploradas através digitalização dos polígonos das áreas de areia.

Os polígonos foram salvos no formato KML, possibilitando transferi-los para o software QGis Desktop 3.4.7. O Sistema de Referência utilizado foi o SIRGAS 2000, sendo este, atualmente, considerado o de uso oficial no Brasil.

Com a ferramenta “MMQGIS” foi possível unir todos os polígonos e formar apenas um único arquivo, o que facilitou o cálculo referente à área diretamente afetada pela extração de areia branca.

Após o cálculo da área de todos os polígonos, os dados foram transformados para o formato “MS Office Open XML” e exportados para o programa Excel, onde foi possível realizar a soma das áreas de campinaranas exploradas nos diferentes anos avaliados.

Por fim, foi realizado o tratamento das imagens e a classificação de uso das áreas.

2.4. IMPACTOS AMBIENTAIS E MEDIDAS MITIGADORAS

Após a coleta desses dados, procedeu-se a análise dos principais impactos ambientais, identificando-se os danos gerados pelas atividades humanas, conforme metodologia preconizada por Silva (1999).

Diante disso, foram levantadas sugestões de medidas mitigadoras que possam evitar ou reduzir impactos sobre os ambientes de campinarana em exploração, além de subsidiar estratégias eficazes de recuperação dessas áreas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. ÁREA DE EXPLORAÇÃO DE AREIAS

Através das análises multitemporais foi possível quantificar e georreferenciar os pontos de exploração entre os anos de 2014 a 2020. Ao todo, constatou-se 76 pontos (Figura 3) de extração de areia branca, sendo que apenas 30% desses locais são licenciados pelo Instituto do Meio Ambiente do Acre (IMAC).

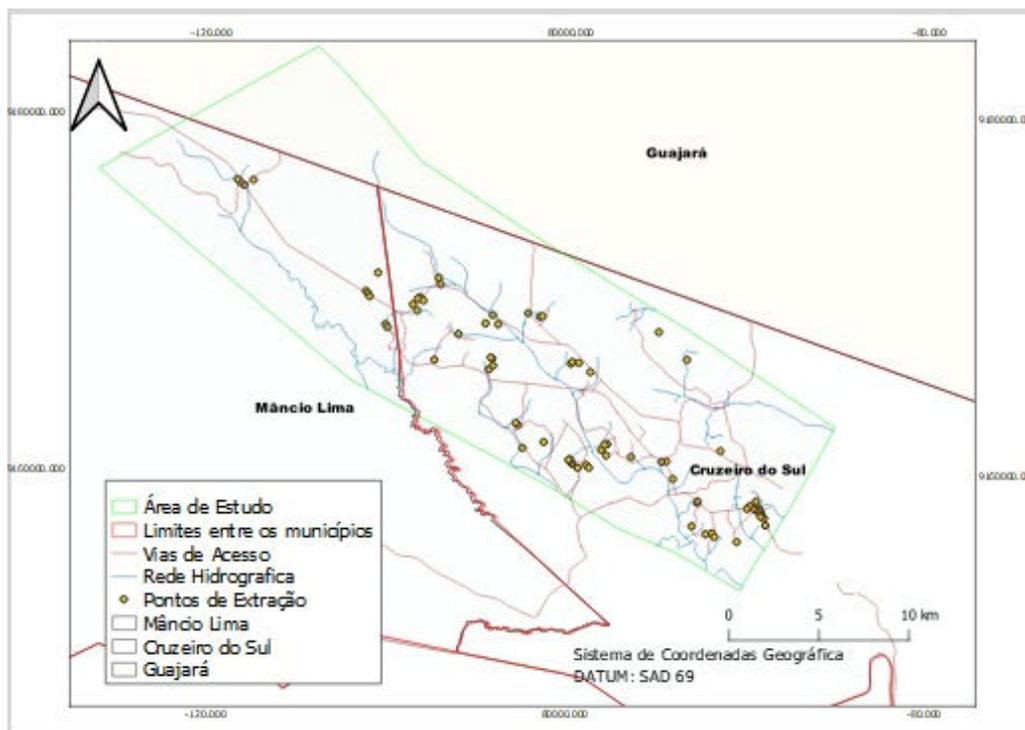


Figura 3. Localização das áreas de exploração em Campinaranas, objeto de estudo desta pesquisa no Vale do Juruá, Acre.

As avaliações realizadas apontam para um aumento na exploração em áreas de campinaranas durante os anos estudados. Em 2014, a área correspondia a 61,44 hectares enquanto em 2020 estavam em exploração 87,38 hectares (Figura 04). Esse incremento corresponde a 25,94 ha, com destaque para os anos de 2016 e 2018, que obtiveram as maiores taxas de crescimento, de 27,87 e 15,77%, respectivamente (Figura 05). Os dados levantados indicam que no ano de 2020 houve um maior número de áreas de exploração ativas quando comparadas aos anos anteriores (Figura 06). No período analisado, que compreende 07 anos, foram abertas 34 novas áreas de exploração, com tamanhos que variaram de 0,1 a 19,3 ha.

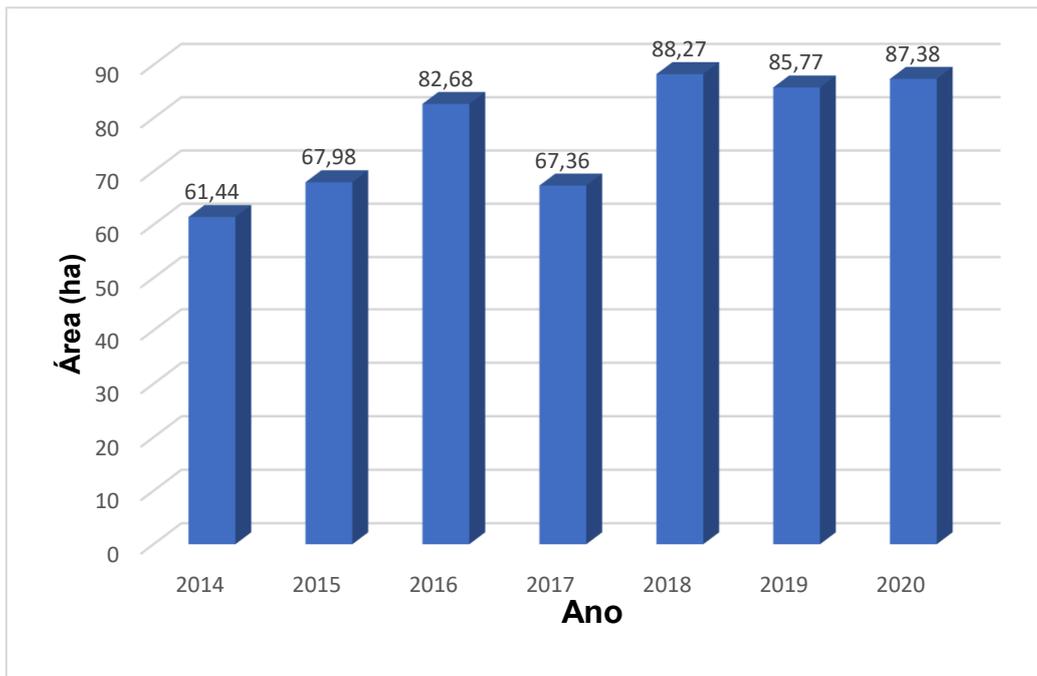


Figura 4. Evolução das áreas de Campinaranas para mineração de areia durante os anos de 2014 a 2020 em municípios do Alto Juruá.

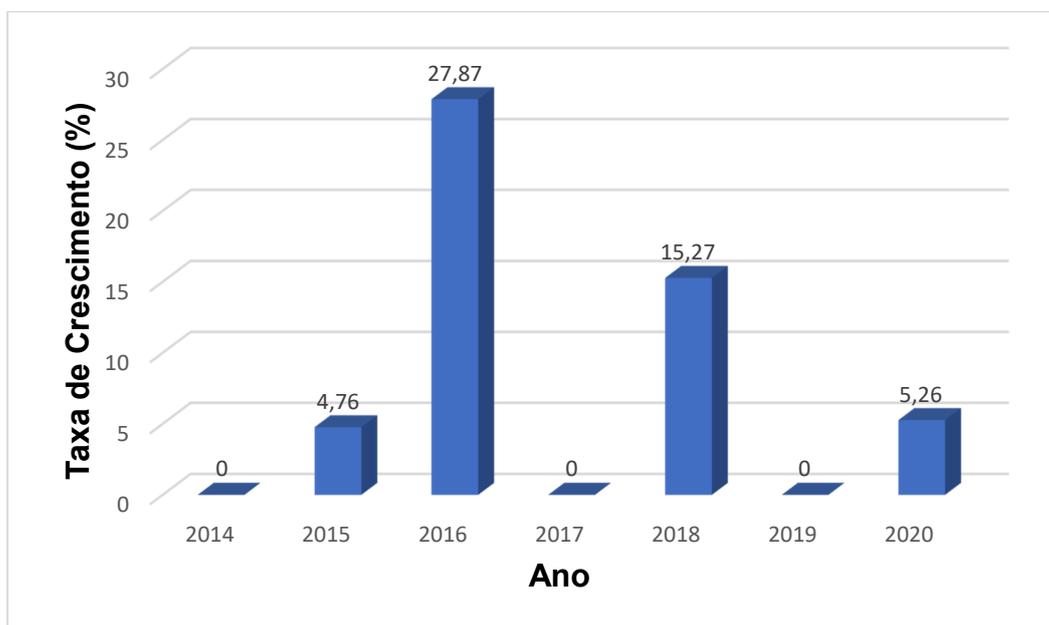


Figura 5. Taxa de crescimento das áreas de exploração de areia em Campinaranas entre os anos de 2014 a 2020 em municípios do Alto Juruá.

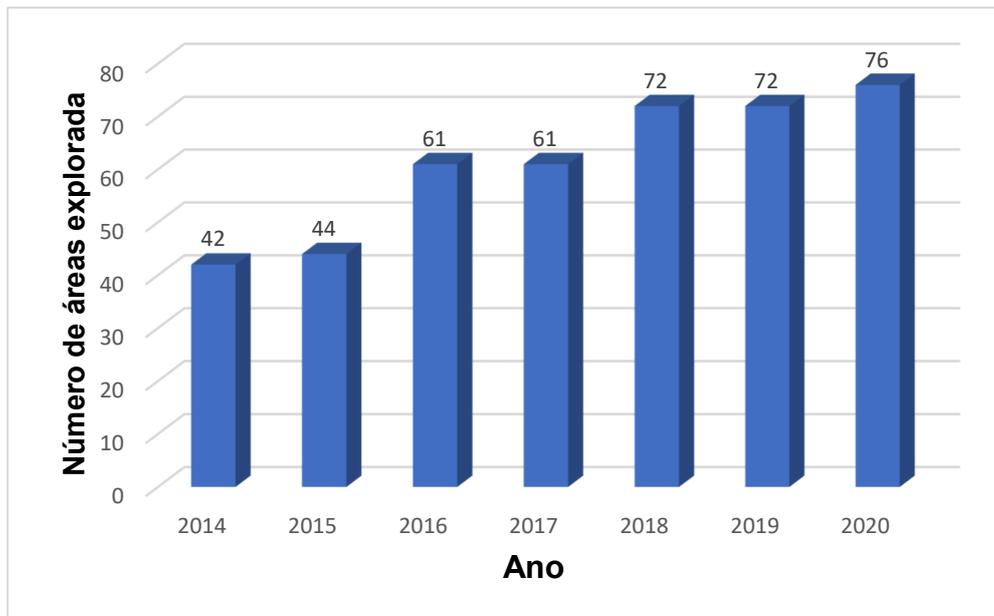


Figura 6. Quantidade de áreas de Campinarana para extração de areia em municípios do Alto Juruá, Acre.

3.2. IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE EXPLORAÇÃO DE AREIA

Em campo, foi possível observar os principais impactos ambientais decorrentes da atividade de mineração de areia, destacando-se: a perda da cobertura vegetal para facilitar a extração do recurso; a lixiviação e erosão (Figura 7), em decorrência da exposição do solo às intempéries e a consequente instabilização de sua camada superficial; a formação de lagoas e o assoreamento de corpos d'água causadas pela diminuição da capacidade natural de infiltração (Figura 8).

Com isso há um comprometimento da capacidade de recarga dos reservatórios subterrâneos e superficiais, o que acentua o barramento e o assoreamento de igarapés.

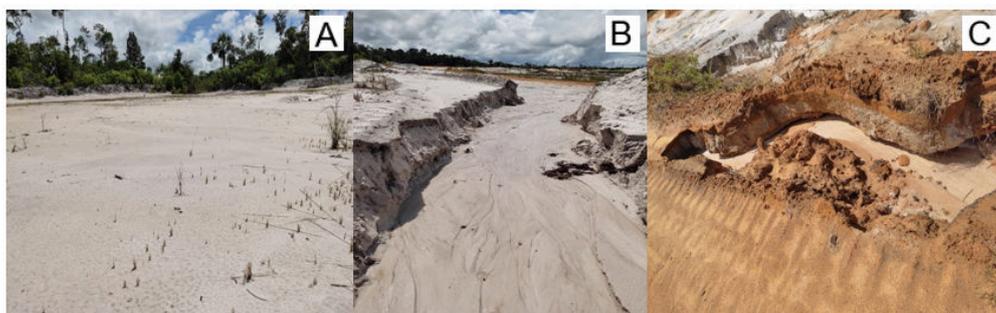


Figura 7. A) Local onde ocorreu o desflorestamento; B) Ocorrência do processo de lixiviação em área de Campinarana; C) Ponto de erosão em área de Campinarana.



Figura 8. A) Formação de lagoas ocasionada pela exploração em área de Campinarana; B) Assoreamento de corpo d'água em área de exploração de areia.

Fotografias: Lucas Carvalho.

As campinaranas são ecossistemas amazônicos frágeis e vulneráveis a atividades antrópicas (SILVEIRA, 2003). Segundo Ferreira et al. (2013), a exploração dessas áreas se concentra na Amazônia brasileira, acarretando danos muitas vezes irreversíveis ante a vulnerabilidade desses ecossistemas, a sua dificuldade de se recuperar após interferências antrópicas, bem como a sua reduzida capacidade de reter nutrientes.

Essas fitofisionomias apresentam baixa fertilidade e o avanço do desflorestamento impossibilita a restauração natural ou induzida desses ambientes.

O Instituto de Meio Ambiente do Acre – IMAC realizou a legalização de 21 pontos de extração de areia entre os anos de 2014 a 2020. Esses empreendimentos são monitorados pelo órgão ambiental e estão sujeitos a uma análise técnica a fim de avaliar o grau de impacto sobre estas áreas.

As técnicas recomendadas pelo IMAC para a recuperação das áreas consistem no armazenamento do rejeito e dos restos orgânicos para serem utilizados na terraplanagem e suavização das cavas e topografia negativa dos terrenos, com o intuito de minimizar os processos erosivos e, dessa forma, iniciar o processo de revegetação utilizando métodos de nucleação.

Porém, foi identificado em campo que essas técnicas, quando realizadas, não têm se mostrado eficazes na recuperação das campinaranas. Além disso, muitas dessas áreas são abandonadas após a exploração econômica sem qualquer tentativa de reabilitação.

Considerando os dados discutidos, fica evidente que o uso do SIG é uma importante ferramenta de monitoramento das áreas de campinarana uma vez que, além de fornecer

subsídios para a análise de possíveis alterações desses habitats, também viabilizam tomadas de decisão no âmbito do poder público.

4. CONCLUSÃO

Os impactos ambientais ocasionados pela extração de areia em campinaranas tornaram-se evidentes após o levantamento de dados para realização do presente estudo. No Vale do Juruá existe uma quantidade considerável de sítios de extração, cuja exploração se dá de modo semelhante.

A análise multitemporal em SIG combinada com os trabalhos realizados em campo evidenciou o aumento da exploração desses ambientes no decorrer dos anos de estudo, o que pode ser consequência da crescente urbanização na região. Como agravante nota-se a falta de aplicação de medidas capazes de mitigar a degeneração dos ecossistemas de areia branca vegetadas.

Diante disso, sugere-se que novos trabalhos sejam executados em torno dessa problemática no intuito de propor soluções mais adequadas para a recuperação dessas áreas.

5. REFERÊNCIAS

ACRE. GOVERNO DO ESTADO DO ACRE. **Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre Fase II: Documento Síntese – Escala 1:250.000**. Rio Branco: Sema, 2006. 354 p.

ANDERSON, A. B. White-sand vegetation of Brazilian Amazonia. **Biotropica**, v. 13, n. 3, p. 199-210, 1981.

BURROUGH, P. A. **Principles of geographical information system for land use assessment**. 3^o ed. Oxford: Claderon Press, 1991.

FERREIRA, L. V.; CHAVES, P. P.; CUNHA, D. A.; ROSÁRIO, A. S.; PAROLIN, P. A. Extração ilegal de areia como causa do desaparecimento de Campinas e Campinaranas no Pará, Brasil. **Pesquisas, Botânica**, v. único n^o 64 p. 157-173, 2013.

PEREIRA, S. S.; ARAÚJO, E. A.; MOREIRA, W. C. L.; BARDALES, N. G.; OLIVEIRA, E. Caracterização de atributos de solos ao longo de uma topossequencia em ambiente de

campinarana na Amazônia sul ocidental, Brasil. **Caminhos da Geografia**, v. 21, n.75, p. 90-101, 2020.

ROSA, R. Geotecnologias na geografia aplicada. **Revista do Departamento de Geografia – USP**, v.16, p. 81-90, 2005.

SCHAEFER, C. E. G. R.; MENDONÇA, B. A. F.; FERNANDES FILHO, E. I. Geoambientes e paisagens do Parque Nacional do Viruá – RR: esboço de integração da geomorfologia, climatologia, solos, hidrologia e ecologia. **Relatório Técnico: Boa Vista**, 2009. 59p.

SILVA, J. R. C. **Análise dos impactos ambientais ocasionados pela exploração de recursos minerais na área do igarapé do Mariano no município de Manaus-AM**. 2005. Dissertação (Mestrado) – Departamento de Geociências, Universidade Federal do Amazonas, Manaus, 2005.

SILVA, E. **Técnicas de avaliação de impactos ambientais**. Viçosa: CPT, 1999. 64p.

SILVEIRA, M. Vegetação e flora das Campinaranas do Sudoeste Amazônico. **Relatório apresentado à S.O.S. Amazônia**. Outubro, 2003. 26p.

SILVEIRA, M. O complexo vegetacional sobre areia branca no Alto Juruá. In: BRITO, T. F.; SILVA, R. C.; OLIVEIRA, S. A. V.; SILVEIRA, M. (Org.). **Complexo vegetacional sobre areia branca: Campinaranas do sudoeste da Amazônia**. Rio Branco: Edufac, 2017. p.11-19.

SOUZA, J. L. Geotecnologia como ferramenta de apoio a leis ambientais: sensoriamento remoto e SIG. **Revista Olhar: Revista científica da ESAMC**, v.2, n.1, p. 146-174, 2017.

VELOSO, H. P.; RANGEL FILHO, A. L. R.; LIMA, J. C. A. L. **Classificação da vegetação brasileira, adaptada a um sistema universal**. Rio de Janeiro: IBGE, 1991. 124p.

DISTRIBUIÇÃO DE CORPOS D'ÁGUA ARTIFICIAIS NO ESTADO DO ACRE: ESTIMATIVAS PARA AS REGIÕES LESTE E OESTE DO ACRE

Sonaira Souza da Silva^{1,2}, Mirian Soares de Amorim², Gabriela do Nascimento Souza², Alana Silva de Souza², Francielene Lima Albuquerque², Francisco Salatiel Clemente de Souza² e Jefferson Vieira José²

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais e Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil

RESUMO

O mapeamento de corpos d'água é importante para diversas aplicações, tais como, definição de zonas naturais ou antrópicas, áreas de preservação permanentes, uso das atividades econômicas de piscicultura, questões de saúde pública, entre outros. No Estado do Acre, parte dos cursos naturais de água tem sido barrados para construção de tanques de piscicultura, bebedouro de animais e/ou recreação, entretanto não se conhece as dimensões e seus impactos. A utilização de sensoriamento remoto, com imagens de satélites de alta resolução amplia-se as aplicações do mapeamento dos corpos d'água. Desta forma, o objetivo foi mapear e quantificar por sensoriamento remoto de corpos d'água artificiais nas duas regiões com maior densidade populacional do Acre, região leste e oeste do Estado do Acre. Os resultados mostram que a região leste possui maior modificação dos recursos hídricos naturais em relação a região oeste. Identificamos 28.255 corpos d'água artificial na região leste, sendo 1 a cada 49 ha. Na região oeste identificamos 3.352 corpos d'água artificial, sendo 1 a cada 270 ha. As alterações no curso natural de rios e igarapés podem gerar efeitos negativos a curto e longo prazo no sistema hidrológico regional.

Palavras-chave: Detecção de corpos d'água, Sentinel-2, Sensoriamento Remoto e Piscicultura.

ABSTRACT

The mapping of water bodies is important for several applications, such as the definition of natural or anthropic zones, permanent preservation areas, use of fish farming economic activities, public health issues, among others. In the State of Acre, part of the natural waterways has been blocked for the construction of fish farming ponds, animal drinking fountains and/or recreation, however the dimensions and impacts are not known. The use of remote sensing, with high resolution satellite images, expands the applications of mapping

water bodies. Thus, the objective was to map and quantify by remote sensing artificial water bodies in the two regions with the highest population density of Acre, eastern and western regions of the State of Acre. The results show that the eastern region has greater modification of natural water resources in relation to the western region. We identified 28,255 artificial water bodies in the eastern region, 1 for every 49 ha. In the western region, we identified 3,352 artificial water bodies, 1 for every 270 ha. Changes in the natural course of rivers and streams can generate short- and long-term negative effects on the regional hydrological system.

Keywords: Detection of bodies of water, Sentinel-2, Remote Sensing and Pisciculture.

1. INTRODUÇÃO

No mundo cerca de 97,5% da água disponível é salgada, 2,49% concentradas em geleiras ou subterrâneas, e somente 0,01% de água doce para o uso humano, em rios, lagos e atmosfera. A Amazônia concentra cerca de 70% da água brasileira com importante contribuição para o ciclo hidrológico regional (MARENGO, 2008; SOUZA JR et al., 2019; ANA, 2020), onde a transpiração das árvores amazônica contribuem para a precipitação local, mas também para a região sul da bacia e centro sul do Brasil através das correntes de vento (STAAL et al., 2018).

A utilização desta água doce, tem sido feita para o consumo humano, irrigação, piscicultura, atividades industriais, entre outras, porém seu uso é, em grande maioria, de forma não sustentável. Entretanto, na Amazônia assim como em outros biomas, tem se observado níveis crescentes de degradação da paisagem, através do desmatamento, fragmentação florestal, queimadas e mudanças nos cursos d'água naturais (FEARNSIDE, 2005; SOUZA JR et al., 2019; SILVA et al., 2021). A distribuição e as formas de uso da água doce, tem sido um ponto de preocupação atualmente, devido a construção de barragens afeta o fluxo natural das águas superficiais, a conectividade dos rios e a migração da biodiversidade aquática (LATRUBESSE et al., 2017; ANDERSON et al., 2018; SOUZA et al., 2019; SOUZA JR et al., 2019).

Um dos usos dos recursos hídricos na Amazônia, são para barragens de cursos d'água, com objetivo de represamento para piscicultura, bebedouro de animais e/ou recreação (SILVA; KEPPELER, 2019; SOUZA et al., 2019; SOUZA JR et al., 2019). As modificações no curso d'água natural pode ocorrer várias vezes, no território entre a nascente e a foz. Entretanto, a quantificação do número desses corpos d'água artificiais, são pouco documentados, assim como, seus possíveis impactos no ambiente da região.

Entre os corpos d'água artificiais construídos, a maioria são para a piscicultura. Esta é uma das atividades de maior produção em todo mundo, sendo um mercado que cresce cada vez mais com o passar dos anos. Segundo dados da FAO (Organização das nações Unidas para Agricultura e Alimentação), a proteína animal mais produzida e comercializada no mundo é a do peixe, e em mercados como o da China e dos EUA, é a carne mais importada, seguida da bovina.

Na Amazônia ocidental por exemplo, o peixe é um dos recursos naturais mais abundantes e consumidos em toda a região. O número estimado de espécies biológicas gira em torno de 2.500, o que representa, aproximadamente, 75% dos peixes de água doce no Brasil, e 8% de todos os peixes no mundo. Segundo o levantamento nacional da Associação Brasileira da Piscicultura, no estado do Acre, entre 2016 a 2017 houve um crescimento de 14% na produção da piscicultura.

NOVAIS (2003) chama atenção para o efeito do incremento da aquicultura, na deterioração dos recursos hídricos (aumento da contaminação orgânica e da capacidade de transmissão de parasitas de peixes). A construção de grandes barragens interfere na biodiversidade, e pode comprometer a atividade pesqueira de espécies nativas em muitas regiões. Entretanto, essas barragens podem, e estão sendo utilizadas para a produção em larga escala, de algumas espécies introduzidas na piscicultura (AGOSTINHO et al, 1999).

Neste contexto, este estudo analisou as duas principais regiões do Estado do Acre em termo de ocupação humano e intensificação do uso da terra, mapeando corpos d'água artificiais (barragens de cursos d'água naturais e tanques escavados).

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado em duas regiões do Estado do Acre, leste e oeste, regiões consideradas como os maiores polos econômicos e uso e ocupação do solo (Figura 1). A região leste abrange parte dos municípios de Rio Branco, Acrelândia, Bujari, Capixaba, Plácido de Castro, Porto Acre, Senador Guimard e Xapuri, representando uma área de 1.386.337 ha. A região oeste abrange parte dos municípios de Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves, representando uma área de 881.654 ha. Nestas duas regiões há a

presença de centros de produção de alevinos e investimentos públicos para potencialização da piscicultura (ROCHA, 2014).

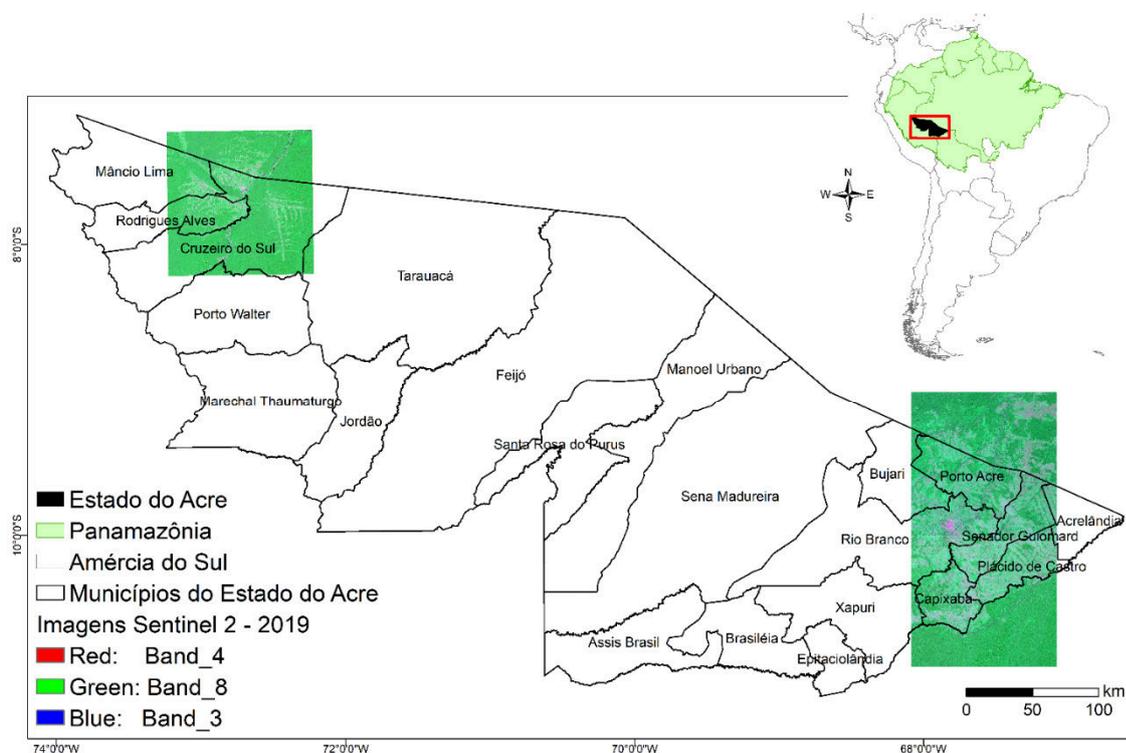


Figura 1. Localização da área de estudo.

2.2. MAPEAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA ARTIFICIAIS

A identificação e mapeamento dos corpos d'água artificiais foi realizado pelo método de classificação de imagem supervisionada com algoritmo de Máxima Verbosemelhança, usando imagens do satélite Sentinel 2, com resolução espacial de 10 metros, bandas 483. Foram utilizadas duas cenas para recobrir a área de estudo na região leste (19LFK e 19LFJ) do dia 17 de maio de 2019, e uma cena para a área de estudo na região oeste (18MYS) do dia 22 de julho de 2019. As datas escolhidas buscaram ter menor presença de nuvens, que podem omitir corpos d'água ou gerar confusões na classificação supervisionada.

Para a distinção dos corpos d'água dos demais elementos da paisagem, foram coletadas no mínimo 20 amostras para as classes: floresta, áreas desmatadas e corpos d'água. Após a classificação foi realizada edição manual, eliminando todos os polígonos menos que 0,05 ha e polígonos mal classificados. Após os processos de classificação foram realizadas as seguintes análises: contagem, área total, média e máximo para toda a área de

estudo e por município da lâmina d'água. A validação do mapeamento foi realizada através de imagens de alta resolução do Google Earth, onde foram sorteados 1000 pontos aleatórios para realização da checagem e acurácia.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

3.1.1. Região Leste

Foram mapeados 28.255 corpos d'água artificiais na região Leste do Acre, sendo que 20% do total localizados no município de Rio Branco, seguido por Senador Guimard, Porto Acre, Plácido de Castro, Bujari, Capixaba, Acrelândia e Xapuri. Os corpos de água artificiais mapeados possuem o padrão de barragens de cursos d'água natural e escavados (Figura 2).

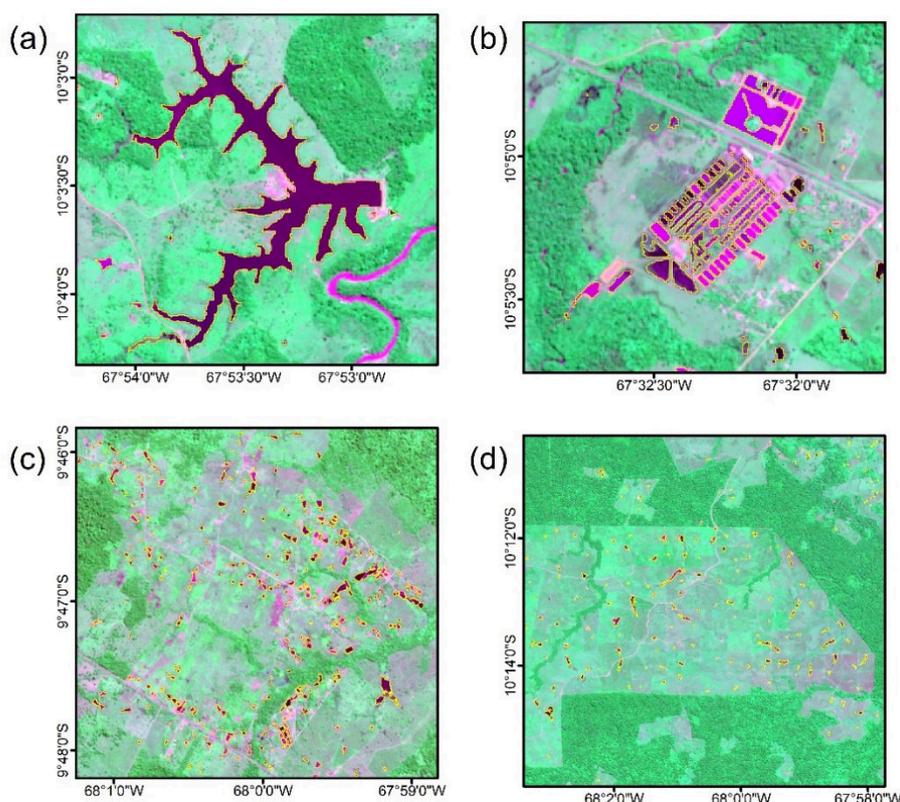


Figura 2. Visualização de corpos d'água artificiais mapeados neste estudo.

a) açude de 93 ha localizado no município de Rio Branco; b) Corpos d'água escavados para piscicultura; c) Grande adensamento de corpos d'água em polo agroflorestal no município de Bujari; d) Corpos d'água para bebedouros de animais com área de 0,01 ha, localizado no município de Porto Acre.

Em termos de áreas, os corpos d'água antrópicos somam 8.141 ha de lâmina de água, com a maior área mapeada de 93 ha, com tamanho média 0,28 ha e desvio padrão de 1,1 ha (Tabela 1). Os municípios de Rio Branco, Senador Guiomard, Plácido de Castro e Porto Acre ocupam 81% do número e 82% da área de corpos d'água. Identificamos que há 1 (um) corpo d'água artificial a cada 49 ha.

Tabela 1. Distribuição dos corpos d'água artificiais por número, área total, tamanho médio, desvio padrão e maior polígono por município na região Leste.

Municípios	Contagem	Área total	Média	Desvio Padrão	Maior polígono
Xapuri	109	46	0,4	1,3	13
Acrelândia	808	183	0,2	0,3	5
Capixaba	2.062	560	0,3	0,7	12
Bujari	2.295	666	0,3	0,6	10
Porto Acre	4.475	1.100	0,2	0,6	15
Plácido de Castro	4.764	1.183	0,2	0,8	35
Senador Guiomard	5.578	1.580	0,3	0,6	16
Rio Branco	8.255	2.709	0,3	1,5	93
Total Geral	28.346	8.027	0,3		

3.1.2. Região Oeste

Foram identificados 3.3525 corpos d'água artificiais na região Oeste do Acre, sendo 59% do total localizados no município de Cruzeiro do Sul, seguido por Rodrigues Alves e Mâncio Lima. Os corpos de água artificiais mapeados possuem padrão semelhante a região Leste, feitos a partir de barragens de cursos d'água natural e escavados (Figura 3).

Em termos de áreas, foi mapeado uma área de lâmina d'água de 934 ha, com tamanho médio de 0,27 ha e desvio padrão de 7,3 ha (Tabela 2). O município de Cruzeiro do Sul possui a maior área mapeada 22,7 ha, representando 49%. Identificamos que há 1 (um) corpo d'água artificial a cada 270 ha.

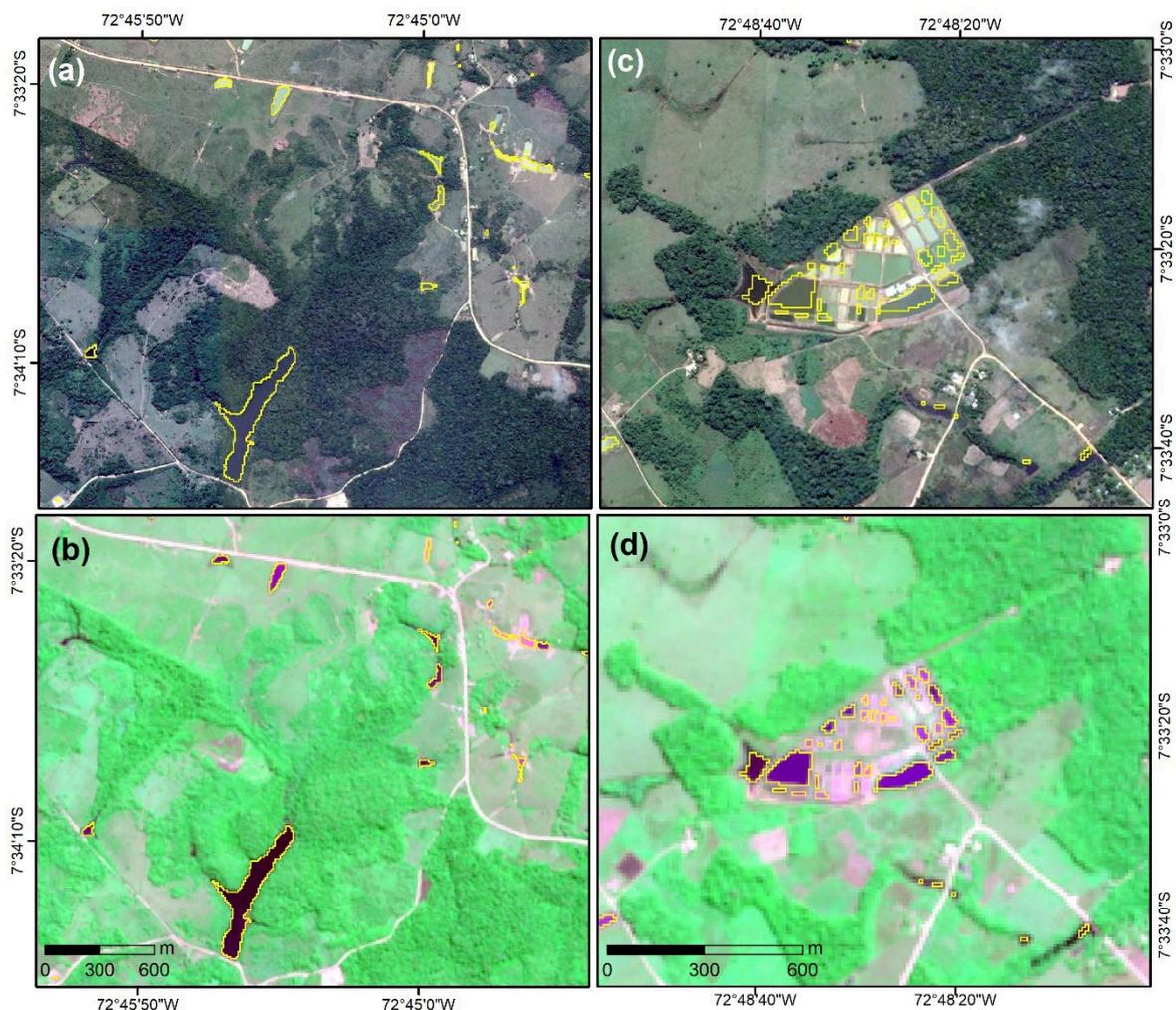


Figura 3. Visualização de corpos d'água artificiais mapeados na região Oeste.

Painéis a) visualização com imagens do Google Earth e b) mostrando padrão de corpos d'água feitos a partir de barragens de cursos d'água natural visualizada com imagem Sentinel; Painéis c) visualização com imagens do Google Earth e d) mostrando padrão de corpos d'água feitos a partir de escavações visualizada com imagem Sentinel;

Tabela 2. Distribuição dos corpos d'água artificiais por número, área total, tamanho médio, desvio padrão e maior polígono por município na região Oeste.

Municípios	Contagem	Área total	Média	Desvio	Maior polígono
				Padrão	
Cruzeiro do Sul	1.781	554	0,31	0,92	22,7
Rodrigues Alves	881	208	0,24	0,45	6,1
Mâncio Lima	691	172	0,25	0,38	5,7
Total Geral	3.352	934	0,27	0,73	

3.2. DISCUSSÃO

Os dados deste estudo, mostram a grande área com represamento de água, na região da principal bacia hidrográfica do Estado do Acre, o rio Acre. Esta bacia é utilizada para abastecimento de água da região mais populosa do Estado. Se considerarmos uma média de 1 m de profundidade por corpo d'água, estes corpos d'água podem estar representando mais de 80 bilhões de litros de água, apenas nessa região avaliada.

É importante ressaltar que, nem todos os corpos d'água mapeados são utilizados exclusivamente para a piscicultura, alguns são utilizados para pesca de recreação (criação de peixes para o consumo próprio e não necessariamente para venda). Outros açudes são utilizados como área de lazer, de uso particular ou para o público em geral. Parte desses corpos d'água são utilizados para bebedouros de gado, ou outros animais, criados em fazendas da região.

O método utilizado para extração de corpos d'água é de fácil implementação, rápido, universal e o algoritmo se mostrou eficaz, logo, fornece uma poderosa ferramenta para sensoriamento remoto e monitoramento da superfície de corpos d'água. Pois esse acompanhamento nos permite compreender melhor o ambiente aquático nesses locais.

O resultado do estudo é o primeiro passo para pesquisas mais aprofundadas no tema, tais como, a uma análise sistemática da qualidade da água nesses corpos d'água, uso da terra e gestão desses recursos, entre outros. Em particular, o uso de dados de satélite ópticos de alta resolução espacial disponíveis gratuitamente é relevante.

4. CONCLUSÃO

A modificação dos cursos d'água naturais, por ação antrópica, tem gerado transformações importantes na paisagem, que podem causar impacto no sistema hídrico local. A região Leste do Acre possui uma grande de corpos d'água 41x maior que na região Oeste, tem 1 corpo d'água a cada 49 ha.

As alterações no curso natural de rios e igarapés podem gerar efeitos negativos a curso e longo prazo no sistema hidrológico regional.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal do Acre Campus Floresta através do Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pelo suporte financeiro da Verba Proap/PPGCA/UFAC 2021.

6. REFERÊNCIAS

ANA. **Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2021** Agência Nacional de Águas, , 2020. . Disponível em: <<https://relatorio-conjuntura-ana-2021.webflow.io/>>.

ANDERSON, E. P. et al. Fragmentation of Andes-to-Amazon connectivity by hydropower dams. **Science Advances**, v. 4, n. 1, p. eaao1642, 2018.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, p. 113–123, 2005.

LATRUBESSE, E. M. et al. Damming the Rivers of the Amazon Basin. **Nature**, v. 546, n. 7658, p. 363–369, jun. 2017.

MARENGO, J. A. Water and Climate Change. **Estudos Avançados**, v. 22, p. 83–96, 2008.

ROCHA, F. **Centro de produção de alevinos é inaugurado em Cruzeiro do Sul**. Disponível em: <<http://g1.globo.com/ac/acre/noticia/2014/01/centro-de-producao-de-alevinos-e-inaugurado-em-cruzeiro-do-sul.html>>. Acesso em: 29 mar. 2022.

SILVA, S. S. da et al. Burning in Southwestern Brazilian Amazonia, 2016–2019. **Journal of Environmental Management**, v. 286, p. 112189, 15 maio 2021.

SILVA, M. F.; KEPPELER, E. C. Avaliação nictemeral do perfil vertical da temperatura e do oxigênio da coluna d'água em viveiros de piscicultura escavado e de barragem. **AMBIÊNCIA**, v. 15, n. 1, p. 194–206, 22 jul. 2019.

SOUZA, G. do N. et al. Potencial de imagens Sentinel para mapeamento da piscicultura na Amazônia Sul Ocidental, Brasil. Em: Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto, São José dos Campos. **Anais...** Em: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. São José dos Campos: INPE, 2019. Disponível em: <<https://proceedings.science/sbsr-2019/papers/potencial-de-imagens-sentinel-para-o-mapeamento-da-piscicultura-na-amazonia-sul-ocidental--brasil?lang=en>>.

SOUZA JR, C. M. et al. Long-Term Annual Surface Water Change in the Brazilian Amazon Biome: Potential Links with Deforestation, Infrastructure Development and Climate Change. **Water**, v. 11, n. 3, p. 566, mar. 2019.

STAAL, A. et al. Forest-Rainfall Cascades Buffer against Drought across the Amazon. **Nature Climate Change**, v. 8, n. 6, p. 539, jun. 2018.

DIETA DE *Hemigrammus* sp. (CHARACIFORMES: CHARACIDAE) EM RIACHOS DE CAMPINARANA EM CRUZEIRO DO SUL - ACRE

Ana Luiza Costa Silva¹, Fabricia da Silva Lima², Hilarítssa Moura Barbosa², Henrique Paulo Silva de Melo² e Lucena Rocha Virgilio²

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Laboratório de Ecologia Aquática, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

As Campinaranas são ambientes de formação de savana, associados à Floresta Amazônica, caracterizados em especial predominância de areia branca, são um dos ecossistemas mais suscetíveis às ações antrópicas. O presente trabalho teve o objetivo de analisar as relações entre a presença ou ausência da vegetação ripária com a dieta da espécie *Hemigrammus* sp. O estudo foi realizado em Cruzeiro do Sul, Acre. Para a amostragem foram selecionados dois riachos de águas escuras, um com vegetação preservada e o outro apresentando ausência da vegetação de entorno, espécimes coletados com puçás. Foram analisados 30 estômagos para área preservada e 30 para antropizada de *Hemigrammus* sp. Para análise de dados foi calculada a importância dos itens alimentares consumidos através do Índice de Importância Relativa, Amplitude de nicho trófico pelo índice de Levis e o ANOVA. Na área antropizada a dieta dessa espécie foi principalmente de restos de peixes (IRI%=86,3), já na área de floresta prevaleceu insetos como coleópteros (IRI%=53,6) e Hymenoptera (IRI%=32,3). A amplitude de nicho trófico apresentou os valores de (Ba=21) para a área de pasto, representando uma dieta restrita a um item autóctone e (Ba=0,45) para área de floresta, consumindo em quantidade maior itens de origem alóctone. Os dados encontrados nos mostram uma diversidade alimentar da espécie mediante a retirada ou a permanência da floresta ciliar, e a importância de preservar essa vegetação do entorno dos riachos.

Palavras-chave: Floresta ripária, Ictiofauna, Sobreposição alimentar e Itens alóctones.

ABSTRACT

As they are areas of savanna formation, with the Amazon Forest, they are associated in particular with the predominance of sand, one of the most white Campina ecosystems, associated with anthropic actions. This study aimed to analyze the relationship between the presence or absence of riparian forest and the diet of *Hemigrammus* sp. The study was

carried out in Cruzeiro do Sul, Acre. For the selected water streams were chosen, one with two preserved forests and the other landscape presentations of environments, the chosen patterns with nets. Thirty stomachs were analyzed for preserved area and 30 for anthropized *Hemigrammus* sp. For data analysis, the importance of consumption items consumed was calculated using the trophic niche index by the Levis index and ANOVA. In the anthropized area, the diet of this species was mainly of fish remains (IRI%=86.3), whereas in the forest area, insects such as Coleoptera (IRI%=53.6) and Hymenoptera (IRI%=32.3) prevailed. The trophic niche breadth presented values of (Ba=21) for the pasture area, representing a diet restricted to an autochthonous item and (Ba=0.45) for the forest area, consuming a greater amount of items of allochthonous origin. The data found show a food diversity of the species through the removal or preservation of the riparian forest, and the importance of preserving this vegetation around the streams.

Keyword: Riparian Forest, Ichthyofauna, Food overlap and Allochthonous items.

1. INTRODUÇÃO

A floresta Amazônica dispõe da maior bacia hidrográfica do mundo, sendo formada pelo rio Amazonas entre outros rios e pequenos igarapés, distribuídos por uma área de aproximadamente 7,9 milhões de km² (SANTOS; FERREIRA, 1999; VIEIRA et al., 2021). A bacia amazônica forma uma das redes hídricas mais densas do mundo (JUNK, 1983; SALGADO, 2021), apresentando uma alta diversidade de habitats (ARAÚJO-LIMA et al., 1999; LEAL; FREITAS; SIQUEIRA-SOUZA, 2018), e uma grande biodiversidade (MEYER et al., 2015). Dentre esses habitats, destaca-se os riachos, que apresentam uma alta diversidade biológica e importância para a manutenção da integridade do ecossistema (MEYER et al., 2007). Os riachos são corpos d'água de baixa ordem, com pequena largura, baixa profundidade e temperatura e pouca incidência de luz solar devido à cobertura de vegetação ripária densa (ABILHOA et al., 2011; LOBÓN-CERVIÁ et al., 2016).

A vegetação ripária é considerada como um importante ambiente ecótono entre o ecossistema terrestre e o aquático (GREGORY et al., 1991; PASTORE; HEPP, 2021) pois são fundamentais para manter a diversidade e o funcionamento dos ambientes aquáticos (MOLINA, 2017). É responsável pelo fornecimento de energia, regulação térmica, fornecimento de substratos para micro-habitat, e por ser a entrada de material alóctone para o curso d'água, fornece alimento para a fauna aquática, principalmente para os peixes (OSBORNE, 1993; PASTORE; UIEDA; MOTTA, 2007; HEPP, 2021). As zonas ripárias têm papel essencial no metabolismo dos riachos, possuindo importante função na manutenção dos corpos aquáticos, além de estar diretamente interligada ao funcionamento das cadeias de detrito e pastoreio nesses ambientes (KAUSHIK; HYNES, 1971; AFONSO, 1993).

Ambientes perturbados pela retirada da vegetação ripária são passíveis ao estabelecimento de espécies oportunistas, em detrimento da redução de espécies mais sensíveis (SILVA; VIRGILIO, 2019), que dependem principalmente dos recursos de origem alóctone (LEITE, 2013). Segundo Dos Anjos (2005), variações nas características físicas de riachos, desempenham importante papel na determinação da estrutura da comunidade de peixes, que é sustentada em sua grande parte por insetos (de origem alóctone), ressaltando a importância da conservação das florestas ripárias. Logo, a manutenção da vegetação e a recuperação de áreas degradadas são condições fundamentais para a preservação das espécies (BORBA, 2008, SANTOS, 2015; SILVA; VIRGILIO, 2019).

As Campinaranas são um dos ecossistemas mais suscetíveis às ações antrópicas, principalmente quando se é retirada a vegetação ripária do local, e a extração de areia, sobretudo destinada a construção civil (RAMALHO et al., 2014; SILVA; VIRGILIO, 2019; FERREIRA, ARAÚJO, VIRGÍLIO, 2021), sendo ambientes de formação de savana, associados à Floresta Amazônica, caracterizados em especial predominância de areia branca (DAMASCO et al., 2013), nesse tipo de área, a combinação do solo pobre nutricionalmente e a sazonalidade do regime hídrico, geram um ambiente onde as espécies precisam se adaptar às condições locais, favorecendo a presença de espécies endêmicas na região (SILVA et al., 2010; FERREIRA; ARAÚJO; VIRGÍLIO, 2021).

Informações necessárias para a compreensão dos hábitos alimentares de uma espécie podem ser obtidas tanto por investigações sobre a fonte do alimento disponível quanto pelo seu conteúdo estomacal (BERG, 1979), dessa forma, o estudo da dieta, baseado na análise do conteúdo presente nos estômagos, é uma prática frequente na ecologia dos peixes (WINDELL; BOWEN, 1978; TEIXEIRA; GURGEL, 2002; SILVA et al., 2016; DE CARVALHO et al., 2017).

Deste modo, o conhecimento da dieta alimentar possibilita a compreensão das relações entre a ictiofauna e os demais componentes do sistema aquático, servindo de base para o entendimento do papel ecológico desempenhado pelos peixes e fornecendo subsídios para a conservação dos ambientes aquáticos (POMPEU; GODINHO, 2003; AGOSTINHO, 2005; GAMBAROTTO, 2017; DA SILVA GONÇALVES; DE SOUZA BRAGA; CASATTI, 2018). Portanto, este trabalho teve o objetivo de analisar as relações entre a presença ou ausência da vegetação ripária com a dieta da espécie *Hemigrammus* sp. em riachos de Campinarana. Mais especificamente: (i) Avaliar quais os itens mais consumidos nas áreas preservadas e antropizadas. (ii) Verificar a amplitude de nicho trófico entre os ambientes

preservado e antropizado. (iii) Analisar se há diferença na origem e nos itens consumidos pela população de *Hemigrammus* sp. entre as áreas preservadas e antropizadas.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O presente estudo foi realizado em uma área de Campinarana, localizada próximo à rodovia estadual AC-405, no município de Cruzeiro do Sul, AC, Brasil. A área em questão é utilizada para extração de areia e seixo para comercialização. A degradação é bastante significativa devido à perda acelerada da floresta ciliar, supressão da vegetação, alteração do solo tornando-o inconstante.

Tabela 1. Coordenadas dos locais amostrados.

Grau de preservação	Áreas	Latitude (S)	Longitude (W)
Preservada	ST1	07°34'22.3"	072°47'25.4"
Antropizada	ST1	07°34'22.3"	072°47'19.2"

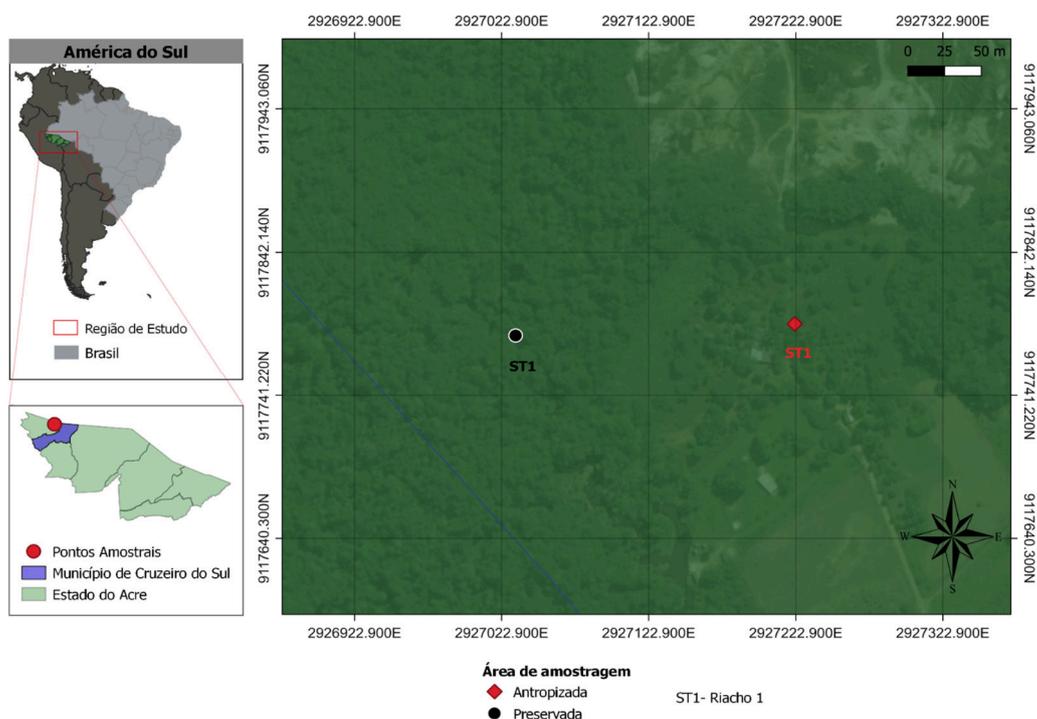


Figura 1. Localização dos riachos amostrados em áreas de Campinarana em Cruzeiro do Sul- AC.

2.2. AMOSTRAGEM

Foram selecionados dois riachos de água escura, sendo um com características de preservação da vegetação de entorno e o outro apresentou intensa extração de areia com ausência da vegetação de entorno, em cada riacho foi selecionada uma área de 200m.

Foram realizadas coletas feitas no período da manhã e tarde, em agosto de 2017, contemplando o período de seca. Os espécimes foram coletados com auxílio de puçás (80 cm x 60 cm), operados simultaneamente durante duas horas para cada ponto (no sentido contrário ao fluxo natural da correnteza, com o objetivo de alcançar diferentes biótopos, como: remansos, leito e poças marginais) e utilizados também uma rede de nylon com malha de 1,5 mm, a fim de diminuir o escape dos peixes.

Após a coleta, os peixes foram sedados com eugenol e fixados em solução aquosa de formol a 10%. No laboratório os peixes foram identificados, pesados (com e sem conteúdo estomacal) e medidos (tamanho total e parcial), passando por uma incisão ventral e retirada dos estômagos. Foram analisados 60 estômagos de peixes (30 para área não impactada e 30 para área impactada com a retirada da vegetação de borda).

2.3. ANÁLISE ESTOMACAL

Os estômagos foram armazenados em álcool 70% e posteriormente foram examinados sobre a placa de petri milimetrada e com auxílio de um microscópio estereoscópio modelo LEICA EZ4 (aumento de 13 a 56 vezes) para identificação dos itens alimentares consumidos (HYNES, 1950).

Através da contagem e identificação dos itens alimentares, foram estabelecidos os valores de frequência de ocorrência percentual, calculado a partir do número de estômagos em que determinado item ocorreu, em relação ao total de estômagos analisados e de frequência numérica percentual, dado pelo percentual representado pelo número de vezes que certo item foi registrado em um estômago em relação ao número total de itens presentes naquele estômago. Foram montadas categorias para identificação dos itens alimentares de acordo com sua origem autóctone ou alóctone.

2.4. ANÁLISE DE DADOS

Os dados de frequência de ocorrência, frequência numérica e método dos pontos (adaptada, de maneira que a contribuição dos itens fosse estimada pela área de cobertura

sobre a câmara de Sedgewick-Rafter, utilizado para obter o volume de alimento), esses valores foram conjugados no índice da importância relativa (IRI) (Pinkas et al., 1971), calculada pela fórmula: $IRI = (\%N + \%P) \%F * 100$, onde N = número de frequência, P = porcentagem de pontos e F = porcentagem de ocorrência. Para facilitar a interpretação dos IRI, atribuídos para cada categoria alimentar estes valores foram transformados em percentuais (IRI%).

Para análise de amplitude de nicho trófico (amplitude da dieta) de cada espécie foi usado o índice padronizado de Levis (TÓFOLI et al., 2010). Esse índice varia de 0, quando a espécie consumiu somente um tipo de alimento, a 1, quando a espécie consumiu de forma similar vários tipos de alimento. O índice é dado pela fórmula: $Ba = [(\sum P_{ij}^2)^{-1} - 1] (n - 1)^{-1}$, onde, Ba = amplitude do nicho trófico padronizada; P_{ij} = proporção do item alimentar j na dieta da espécie i; n = número total de itens alimentares.

Para verificar as diferenças no volume relativo (%) de itens alimentares consumidos pela espécie *Hemigrammus* sp. entre os riachos preservados e antropizados (fator), foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA One-Way).

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

Foram analisados 60 estômagos de *Hemigrammus* sp., sendo 30 na área de floresta e 30 na área de floresta antropizada. No riacho preservado os itens de origem alóctones foram os que prevaleceram na alimentação dos indivíduos e nos ambientes antropizados foram os itens autóctones.

A dieta dessa espécie foi constituída principalmente de restos de peixes, na área antropizada (IRI%=86,3) e insetos como Coleoptera (IRI%=53,6) e Hymenoptera (IRI%=32,3) na área de floresta (Tabela 2).

O consumo elevado de restos de peixes por *Hemigrammus* sp. nas áreas antropizadas sugere uma dieta restrita a um item autóctone, o que é comprovado pelos baixos valores de amplitude de nicho trófico (Ba= 0,21). A espécie também apresentou uma dieta restrita na área de floresta (Ba= 0,45), consumindo em maior quantidade itens alóctones como Coleoptera e Hymenoptera.

Tabela 2. Valores do Índice de Importância Relativa (% IRI), dos itens alimentares consumidos.

Origem	Itens alimentares	Antropizada			Florestada		
		Vol	Fre	IRI	Vol	Freq	IRI
		%	%	%	%	%	%
Autóctone	Zooplâncton	3,4	2,5	0,2	14,5	8,2	8,2
	Restos de Peixes	70,4	70	86,4	21,7	2,9	5,3
	Larvas de Diptera	0,0	0,0	0,0	3,2	0,6	0,3
Alóctone	Coleoptera	3,0	5,0	0,7	35,2	23,5	53,6
	Hymenoptera	23,2	22,5	12,7	23,8	14,1	32,4
	Odonata	0,0	0,0	0,0	1,6	0,6	0,2

Houve diferença significativa entre os volumes relativos dos itens consumidos entre as áreas ($F= 7.61$; $P= 0. 000007$).

A comparação post-hoc revelou diferença principalmente entre o item restos de peixes ($F= 5,63$; $P= 0. 006$) que foi consumido em maior quantidade nas áreas antrópicas e Coleoptera ($F= 4,56$; $P= 0. 007$) que foi consumido em maior quantidade nas áreas de floresta (Figura 2).

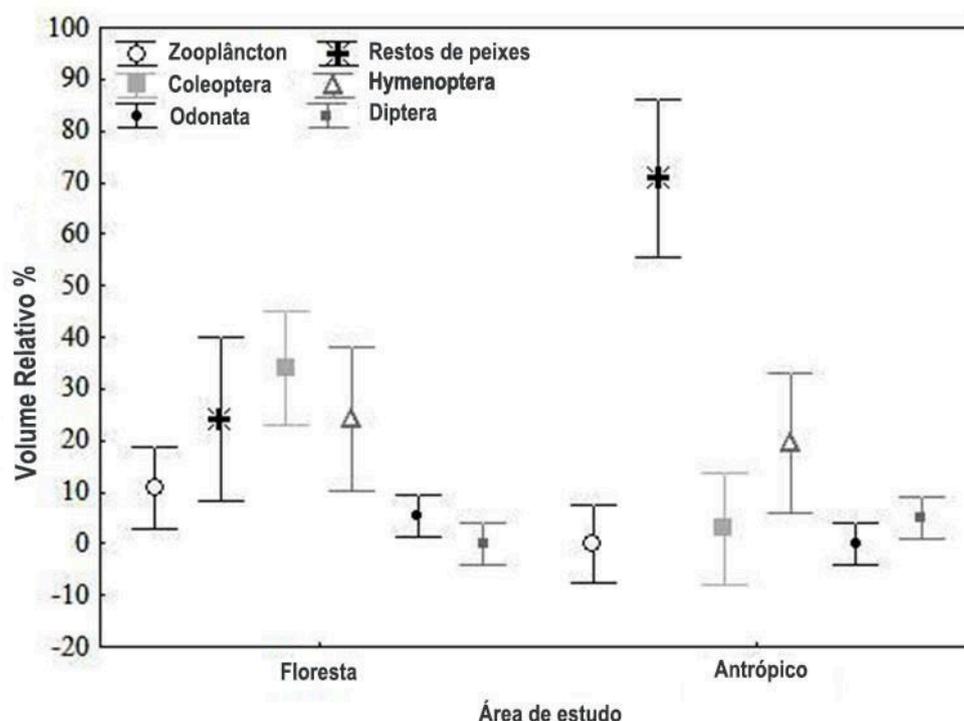


Figura 2. Média e desvio padrão do volume relativo dos itens alimentares consumidos pela espécie analisada.

3.2. DISCUSSÃO

Estudos relacionados a ecologia trófica na região neotropical ainda são carentes, apesar da grande diversidade de peixes de água doce (POLAZ; RIBEIRO, 2017), sendo a ictiofauna influenciada por variações ambientais como a retirada vegetação ripária, agricultura e pastagem (WOLFF; CARNIATTO; HAHN, 2013; DA SILVA GONÇALVES; DE SOUZA BRAGA; CASATTI, 2018).

Na área com a floresta ripária preservada os itens alóctones constituíram a maior parte do alimento consumido pelos peixes coletados, tendo como principal fonte de alimentos insetos da ordem Hymenoptera e Coleoptera. Esse dado demonstra uma relação entre o uso de alimentos alóctones e a vegetação ripária, tais alimentos têm sido apresentados como os principais componentes da dieta de peixes em riachos cobertos por vegetação florestal (ESTEVES; ARANHA, 1999; LOWE-MCCONNELL, 1999; CARDOSO; COUCEIRO, 2017; FRAGOSO-MOURA et al., 2017). Visto que esses insetos são itens muito importantes encontrados na dieta de várias espécies que utilizam recursos alóctones (CLARO-JR et al., 2004; BARRETO; ARANHA, 2006; CARDOSO; COUCEIRO, 2017), assim, a abundância desse tipo de item alimentar, pode estar correlacionada com as alterações que ocorre no meio em que peixe habita, sendo assim, influenciada através de pH, nível da água e a plasticidade alimentar (LIMA; SILVA; VIRGILIO, 2020).

Em relação à alimentação dos peixes coletados nas áreas antropizadas, houve a predominância de alimentos autóctones, especialmente restos de peixes, seguido por zooplâncton. Sugerindo que a retirada da vegetação ripária, influenciou no consumo dos itens alimentares por *Hemigrammus* sp., assim podemos apoiar a hipótese que esta espécie apresenta um comportamento generalista, comprovando que, a ausência da vegetação ripária pode favorecer as espécies uma maior flexibilidade no uso dos recursos alimentares (BOJSEN, 2005). Riachos desprovidos de vegetação ripária apresentam dominância de espécies com dieta baseada em algas, detritos e insetos aquáticos, enquanto a presença de insetos terrestres é mais comum na dieta de espécies em riachos florestados (FERREIRA et al., 2012).

A alimentação em áreas antropizadas, sem uma vegetação ripária pode também ser prejudicial de certo modo na composição da ictiofauna e na disposição de alimento para os peixes (CASTRO; CASATTI, 1997; OLIVEIRA; BENNEMANN, 2005), assim, o IRI na área antropizada neste estudo, prevaleceu os restos de peixes, não apresentando uma variedade na sua alimentação. Além disso, a amplitude de nicho trófico que foi analisada em

Hemigrammus sp. apresentou uma dieta restrita na área florestada e antropizada. Então, sabe-se que os itens alimentares que são mais consumidos, é conforme a sua preferência, mesmo que o ambiente possa apresentar uma diversidade de alimentos (SILVA et al., 2008; LIMA; SILVA; VIRGILIO, 2020).

No geral, essa variação na dieta de *Hemigrammus* sp. relacionada a retirada da vegetação ripária, é esperado para algumas espécies de peixes da ordem Characiformes, pois segundo Trindade et al. (2013), pode haver alteração em seus hábitos alimentares em resposta às mudanças na disponibilidade de itens alimentares.

4. CONCLUSÃO

Pode-se concluir que, a disponibilidade de recursos alimentares provindo da vegetação ripária, é muito importante na alimentação dos espécimes coletados, além de reforçar a ideia da importância da vegetação de entorno sobre a dieta das espécies, sua retirada pode gerar consequências negativas como já observado em algumas pesquisas. O presente estudo também observou, que a espécie estudada sofreu uma adequação alimentar quando sujeita a diferentes ambientes.

5. REFERÊNCIAS

ABILHOA, V.; BRAGA, R. R.; BORNATOWSKI, H.; VITULE, J. R. Fishes of the Atlantic Rain Forest streams: ecological patterns and conservation. In: GRILLO, O. **Changing diversity in changing environment**. Rijeka: InTech, 2011. 392p.

ARAÚJO-LIMA, C. A. R. M.; AGOSTINHO, A. A. and FABRÉ, N. N. **Trophic aspects of fish communities in Brazilian rivers and reservoirs**. Rio de Janeiro. *Limnology in Brazil*. p.105-136, 1995.

BARRETO, A.P.; ARANHA, J.M.R. Alimentação de quatro espécies de Characiformes de um riacho da Floresta Atlântica, Guaraqueçaba, Paraná, Brasil. **Revista Brasileira Zoologia**, Rio de Janeiro, v. 23, n. 3, p. 779-788, 2006.

BERG, J. Discussion of methods of investigation the food of fishies with reference to a preliminary study of the prey of *Gobiusculus flavencens*. **Marine Biology**, v.50, p.263-273, 1979.

BOJSEN, B. H. Diet and condition of three fish species (Characidae) of the Andean foothills in relation to deforestation. **Environmental Biology of Fishes**, v. 73, p. 61-73, 2005.

BORBA et.al. Dieta de *Astyanase Asuncionensis* (characiforme characidae) em riachos da bacia do rio Cuiabá Estado do Mato Grosso, Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, v.30, n.1, p.39-45, 2008.

BUNN, S. E.; DAVIES, P. M.; MOSISCH, T. D. Ecosystem measures of river health and their response to riparian and catchment degradation. **Freshwater biology**, v.41, n.2, p.333-345, 1999.

CARDOSO, A. C.; COUCEIRO, S. R. M. Insects in the diet of fish from Amazonian streams, in western Pará, Brazil. **Marine and Freshwater Research**, v.68, n.11, p.2052-2060, 2017.

CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Shading effects on community composition and food web structure of a deforested pasture stream: evidences from a field experiment in Brazil. **Limnologica-Ecology and Management of Inland Waters**, v. 46, p. 9-21, 2014.

CLARO-JR, L.; FERREIRA, E.; ZUANON, J.; ARAUJO-LIMA, C. O efeito da floresta alagada na alimentação de três espécies de peixes onívoros em lagos de várzea da Amazônia Central, Brasil. **Acta Amazonica**, v.34, p.133-137, 2004.

DA SILVA GONÇALVES, C; DE SOUZA BRAGA, F. M; CASATTI, L. Trophic structure of coastal freshwater stream fishes from an Atlantic rainforest: evidence of the importance of protected and forest-covered areas to fish diet. **Environmental Biology of Fishes**, v. 101, n. 6, p. 933–948, 2018

DE CARVALHO, D. R. et al. The trophic structure of fish communities from streams in the Brazilian Cerrado under different land uses: an approach using stable isotopes. **Hydrobiologia**, v. 795, n. 1, p. 199–217, 2017.

FERREIRA, A. et al. Riparian coverage affects diets of characids in neotropical streams. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 21, n. 1, p. 12–22, 2012.

FRAGOSO-MOURA, E. N.; LUIZ, T. F.; COETI, R. Z.; PERET, A. C. Trophic ecology of *Hemigrammus marginatus* Ellis, 1911 (Characiformes, Characidae) in a conserved tropical stream. **Brazilian Journal of Biology**, v.77, n.2, p.372-382, 2017.

GAMBAROTTO, B. L. **Redes De Interação Trófica De Peixes Em Riachos Expostos A Diferentes Pressões Ambientais**. Dissertação (Dissertação em engenharia ambiental) - UTEP, Londrina. p. 60. 2017.

GREGORY, S. V.; SWANSON, F. J.; MCKEE, W. A.; CUMMINS, K. W. An ecosystem perspective of riparian zones: focus on links between land and water. **Bioscience**, v. 41, p. 540-551, 1991.

HEPP, L.; PASTORE, B. A IMPORTÂNCIA DA VEGETAÇÃO RIPÁRIA PARA O FUNCIONAMENTO DE RIACHOS: EFEITOS DA QUALIDADE QUÍMICA E ORIGEM DAS ESPÉCIES. **Vivências**, v.17, n.32, 439-455, 2021.

JUNK, W.J.; PIEDADE, M.T.F. The amazon river basin. Pages 63-117 in L.H. Fraser, P.A. Keddy, editors. **The world's largest wetlands: ecology and conservation**. Cambridge University Press, Boston. 2005.

KAUSHIK, N. K.; HYNES, H. B. N. The fate of the dead leaves that fall into streams. *Asch. Hydrobiol.* Department of Biology, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, Canadá. 1971.

LEITE, M, F. **Processos Ecológicos em Zonas Ripárias o Efeito da Integridade da Vegetação Ripária sobre as Comunidades Aquáticas em Riacho.** Dissertação de Mestrado - Programa de Pós Graduação em Ecologia da Universidade de Brasília, 2013.

LIMA, F. S.; SILVA, A.L.C.; VIRGILIO, L.R. Ecologia trófica de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* (Characiformes, Characidae) em um riacho no município de Guajará, Amazonas. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1-20. 2020.

LOBÓN-CERVIÁ, J.; MAZZONI, R.; REZENDE, C. F. Effects of riparian forest removal on the trophic dynamics of a Neotropical stream fish assemblage. **Journal of Fish Biology**, v.89, n.1, 50-64, 2016.

LOWE-McCONNELL, R. H. Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais. **EDUSP**, São Paulo, p. 366, 1999.

MEYER, C.; KREFT, H.; GURALNICK, R.; JETZ, W. Global priorities for an effective information basis of biodiversity distributions. **Nature Communications**, v.6, p.8221, 2015.

MEYER, J. L.; STRAYER, D. L.; WALLACE, J. B.; EGGERT, S. L.; HELFMAN, G. S.; LEONARD, N. E. The contribution of headwater streams to biodiversity in river networks. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 43, p. 86-103, 2007.

OLIVEIRA, D. C. D.; BENNEMANN, S. T. Ictiofauna, recursos alimentares e relações com as interferências antrópicas em um riacho urbano no sul do Brasil. **Biota Neotropica**, v.5, n.1, 95-107, 2005.

OSBORNE, L.L.; KOVACIC, D.A. Riparian vegetated buffer strips in water-quality restoration and stream management. **Freshmler Biology**, v. 29, n. 2, p. 243-258, 1993.

POLAZ, C. N. M.; RIBEIRO, K. T. Conservação de peixes continentais e manejo de unidades de conservação. Biodiversidade Brasileira - **BioBrasil**, n. 1, p. 1–3, 2017.

POMPEU, P.S.; GODINHO, H.P. Dieta e estrutura trófica das comunidades de peixes de três lagoas marginais do médio São Francisco. In: GODINHO, H.P.; GODINHO, A.L. (org.). **Águas, peixes e pescadores do São Francisco das Minas Gerais.** Belo Horizonte: PUC Minas, p. 183-194, 2003.

PUSEY, B. J.; ARTHINGTON, A. H. Importance of the riparian zone to the conservation and management of freshwater fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v.54, n.1, p. 1-16, 2003.

SALGADO, A. A. R.; MARENT, B. R.; NASCIMENTO, F. A.; GOMES, A. A. T.; JÚNIOR, S. S. T. Rearranjos de drenagem na porção setentrional da Bacia Amazônica. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.22, n.3, 2021.

SILVA, A. L. C.; VIRGILIO, L. R. The influence of sand extraction on fish assemblages in campinarana streams in Cruzeiro do Sul–AC, Brazil. **Biotemas**, v.32, n.3, p.73-85, 2019.

SILVA, N. C. S. et al. Resource partitioning and ecomorphological variation in two syntopic species of Lebiasinidae (Characiformes) in an Amazonian stream. **Acta Amazonica**, v.46, p.25–36, 2016.

TEIXEIRA, J. L. A.; GURGEL, H. C. B. Métodos de análises do conteúdo estomacal em peixes e suas aplicações. **Arquivos da Apadec**, v.1, p.20-25, 2002.

TRINDADE, M. et al. Variation in the diet of a small characin according to the riparian zone coverage in an Atlantic Forest stream, northeastern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 25, n. 1, p. 34-41, 2013.

UIEDA, V. S.; MOTTA, R. L. Trophic organization and food web structure of southeastern Brazilian streams: a review. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.19, n.1, p.15-30, 2007.

VIEIRA, T. S. G.; JUNIOR, E. C.; DE OLIVEIRA, C. L.; DA SILVA, M. G.; YAMAMOTO, K. C. Composição e diversidade das assembleias de peixes em igarapés na Reserva de Desenvolvimento Sustentável do Tupé, Manaus–AM. **Brazilian Journal of Development**, v.7, n.3, p.30860-30879, 2021.

WINDELL, J. T.; BOWEN, S. H. Methods for study of fish based in analysis of stomach contents, in: Methods for the assesement of fish production in fresh Waters. **Oxford: Black Science**. 219-226, 1978.

WOLFF, L. L.; CARNIATTO, N.; HAHN, N. S. Longitudinal use of feeding resources and distribution of fish trophic guilds in a coastal Atlantic stream, southern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, p. 375–386, 2013.

INFLUÊNCIA DA URBANIZAÇÃO NA QUALIDADE HÍDRICA DO RIO JURUÁ - AMAZÔNIA OCIDENTAL

Uilamir Costa de Alencar¹, Jefferson Vieira José², Kléber Andolfato de Oliveira¹, José Genivaldo do Vale Moreira¹ e Kelly Nascimento Leite¹

1. Universidade Federal do Acre, Programa de pós-graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre, Centro Multidisciplinar (CMULTI), campus Floresta, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

O processo de ocupação e urbanização é um fator determinante na dinâmica espacial, logo, esse processo vinculado a ausência de práticas sustentáveis e políticas públicas ocasiona uma ocupação espacial precária, o gera sérios impactos ambientais, comprometendo, desse modo, na qualidade e quantidade dos recursos hídricos. Nesse sentido, considerando a vulnerabilidade dos recursos hídricos frente ao crescente processo de ocupação/urbanização. Esse trabalho busca realizar um debate conceitual com interesse em aclarar como as ações humanas podem influenciar na qualidade ambiental do rio Juruá. Sendo assim, com base na literatura, foi possível perceber que, a região do Vale Juruá, assim como toda a região amazônica é marcada por um processo de ocupação espacial e urbanização desordenada, o que contribui de forma direta no meio ambiente, gerando profundos impactos ambientais com a redução da cobertura vegetal, perda da diversidade biológica, emissão de gases e ainda gerando sérios impactos nas fontes hídricas em decorrência do uso negligente deste recurso.

Palavra-chave: Recursos hídricos, Dinâmica socioambiental, Urbanização, Ocupação, Amazônia e Rio Juruá.

ABSTRACT

The process of occupation and urbanization is a determining factor in the spatial dynamics, therefore, and this public process causes precarious spatial occupation, serious environmental impacts, thus compromising the quality and quantity of water resources. In this sense, considering the vulnerability of water resources in the face of the growing process of occupation/urbanization. This work will carry out a conceptual debate with an interest in clarifying how people can influence the environmental quality of the river. Thus, based on the literature, it was possible to perceive that the Juruá Valley region, as well as the Amazon region today, is marked by a process of spatial occupation and disorderly urbanization, which directly contributes to the environment, generating profound environmental impacts. with

reduced vegetation cover, loss of biological diversity, gas emissions and even generating serious impacts on water sources as a result of the negligent use of this resource.

Keywords: Water resources, Socio-environmental dynamics, Urbanization, Occupation, Amazon and Juruá River.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial para manter os ciclos de vida, a diversidade biológica dos organismos e a subsistência da espécie humana, no entanto apesar da importância desse recurso natural, existem ameaças constantes ao ciclo hidrológico e a quantidade e qualidade da água. Sendo que essas ameaças decorrem, principalmente, do uso negligente dos recursos hídricos em variadas atividades humanas (TUNDSI, 2006).

A disponibilidade e qualidade dos recursos hídricos são fatores de suma importância para a vida da comunidade, além de serem significativos para a economia, para a agricultura, e para atividades agrárias, apresentando também expressiva significância como fonte de energia elétrica. Desta maneira, os recursos hídricos além de serem essenciais para manutenção da vida, também apresentam grande influência na geração de renda em todas as esferas. Isto posto, torna-se cada vez mais necessário o cuidado e preservação deste recurso natural, a fim de evitar os possíveis impactos que a falta deste pode fomentar (RIBEIRO; ROLIM, 2017).

O processo de ocupação e a intensa urbanização vêm ocasionando diversas mudanças no meio ambiente, acarretando muitas preocupações, sobretudo nos últimos anos. O crescimento populacional, atrelado à falta de políticas habitacionais, gerou e ainda gera uma ocupação desordenada em várias regiões do Brasil. Na região Amazônica o processo de ocupação e a formação urbana na região se deu de forma desordenada e, conseqüentemente, grande parte das cidades dessa região se originaram às margens dos rios, nas regiões da várzea, estando potencialmente mais vulneráveis à ação dos eventos hidrológicos extremos (COSTA et al., 2016).

Reno e Novo (2013), consideram que o processo de ocupação e uso das terras de forma desordenada ocasionam sérios problemas como a perda e fragmentação de habitats, alterando diversos processos biológicos e fragilizando os ecossistemas. Esse processo, conseqüentemente, provoca mudanças nos padrões espaciais da floresta, acarretando a redução da cobertura vegetal, a remoção das matas ciliares nas margens dos rios e a extinção de variadas espécies (METZGER, 1998; FISCHER; LINDENMEYER, 2007 *apud*

RENO; NOVO, 2013). Além do mais, esse processo atrelado a ausência de práticas sustentáveis e de conservação geram sérios impactos nos recursos hídricos, causando diminuição da qualidade e quantidade deste recurso natural (PEREIRA et al., 2016).

De acordo com Costa e Sacramento (2016), o processo de crescimento urbano desordenado provocou uma contínua degradação do meio ambiente e sérios problemas sociais. Os autores informam que a falta de saneamento básico nestas regiões é um fator preocupante, tendo em vista que a ausência do mesmo acaba levando os moradores a despejar o lixo produzido e o esgoto doméstico nas proximidades ou nos próprios corpos hídricos, causando a contaminação deles.

Dessa forma, considerando a vulnerabilidade dos recursos hídricos frente ao crescente processo de ocupação/urbanização. Esse trabalho busca realizar um debate conceitual com interesse em aclarar como as ações humanas podem influenciar na qualidade ambiental do Rio Juruá.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A ausência de preocupação com planejamento urbano e com os aspectos ambientais gera uma ocupação espacial desordenada e precária, desprovida de infraestrutura básica, acarretando uma intensa degradação dos recursos naturais, prejudicando, conseqüentemente a qualidade dos corpos hídricos, haja vista que os moradores aos poucos abandonam o uso natural das águas e passam a utilizá-las para despejar efluentes líquidos e lixo, além da intensificação do desmatamento e erosão, agravando ainda mais os impactos ambientais (BEZERRA; SOUZA, 2021).

As ações antrópicas, com o passar dos anos, vêm proporcionando sérios impactos nos ecossistemas e, com especificidade, nas fontes hídricas. Em consequência disso, são frequentes as notícias sobre a contaminação de corpos hídricos e de alimentos provenientes de rios e/ou mar, bem como o desaparecimento de peixes e outros organismos em rios e/ou litorais poluídos, o que prejudica a vida das populações que dependem destes recursos para subsistência (BRAGA, 2009).

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA DINÂMICA DO ESPAÇO E RECURSOS NATURAIS DO RIO JURUÁ

A bacia do rio Juruá está localizada na região Norte, entre os estados do Acre e Amazonas, sendo esta uma área de grande importância ecológica. O rio Juruá é um dos principais afluentes do rio Amazonas, localizado na margem direita, ele tem sua nascente em terras peruanas, nos Andes, desembocando no rio Solimões. É considerado um dos rios mais sinuosos da Bacia Amazônica (CERQUEIRA; DANTAS, 2018).

Em um estudo realizado recentemente por Carmo e Costa (2019), é explicitado que o processo de ocupação na região amazônica foi originado com base em princípios políticos, onde o governo federal não só apoiava a ocupação na área, mas também incentivava a migração e, conseqüentemente, a urbanização nessa região, visando a alavancar a economia e integrar a Amazônia com o resto do país, por meio da instalação de grandes empreendimentos, no entanto esses não minoravam os problemas urbanos na região amazônica.

As autoras destacam ainda que o processo de ocupação provocou mudanças profundas na paisagem da região. As construções que surgiram ao longo dos anos proporcionaram um novo panorama, tendo em vista que um novo modo existencial foi traçado onde a dependência dos recursos naturais se tornou menor, e do mesmo modo aumentaram as áreas pavimentadas e as construções em alvenaria.

Mello e Feitosa (2020), destacam que o contexto histórico do processo de ocupação e a exploração da região amazônica são marcados por atividades extrativistas, mas a partir da intensificação do processo ocupacional, nos anos finais do século XX, os problemas ambientais derivados das ações antrópicas tornaram-se mais claros. O desmatamento é um dos principais aspectos que oportuniza a modificação da cobertura florestal em diferentes usos, e pode ser considerado o fator de maior problemática para o ambiente, visto que pode desencadear uma série de impactos ao ecossistema, contribuindo negativamente no regime hídrico, na emissão de gases poluentes, na perda da biodiversidade etc.

A dinâmica ocupacional da região amazônica foi desenvolvida com base em um viés estritamente capitalista sem levar em consideração os aspectos sociais e ambientais, o que reflete no cenário atual marcado pela degradação em ampla escala dos recursos naturais, o que contribui para perda da diversidade biológica, redução da ciclagem de água e mudanças climáticas (MELLO; FEITOSA, 2020).

Segundo Serra et al. (2004), dois períodos são fundamentais para o desenvolvimento urbano da região amazônica, o primeiro corresponde ao regime militar, em que foram traçadas estratégias para o desenvolvimento da região, visando obter imediatas vantagens econômicas. No entanto, estas estratégias de desenvolvimento provocaram profundos impactos socioambientais, tanto nas áreas urbanas quanto nas rurais da Amazônia. Já o segundo período corresponde a ressignificação das concepções desenvolvimentistas do período anterior. Dessa forma, no segundo período é percebida uma maior responsabilidade do Estado com desenvolvimento de políticas públicas voltadas à conservação e preservação da região amazônica.

No entanto, as políticas públicas desenhadas para a região amazônica em relação à esfera econômica, não conseguiram proporcionar um processo de ocupação eficiente e estruturado. Ao mesmo tempo que a ocupação na região amazônica oportunizou a redução do vácuo demográfico e contribuiu para a redução do isolamento entre as regiões brasileiras, também resultou numa exploração predatória dos recursos naturais e no agravamento das disseminhanças sociais. Desse modo, a ausência de políticas públicas eficazes para o desenvolvimento da região amazônica foi um fator preponderante para grande parte dos problemas sociais e ambientais na região (SERRA et al., 2004).

Os autores informam ainda que até o período do golpe militar a cobertura florestal da Amazônia manteve-se quase intocada. No entanto, vários aspectos contribuíram para a degradação em larga escala na região: construções de estradas e rodovias, exploração madeireira, agropecuária etc. “Todos esses empreendimentos, estimulados pelo governo brasileiro, estão inter-relacionados e contribuíram consideravelmente para agravar o desmatamento e degradação ambiental na região” (SERRA et al., 2004).

Gonçalves (2001) apud Tavares (2011), pontua que a ocupação do espaço na região amazônica seguiu dois padrões: no primeiro momento tem-se o padrão rio-várzea-floresta, que durou até meados do século XX. Nesse período, tinha-se como característica a habitação às margens dos rios, fato justificado por ser o principal meio de locomoção disponível para a região naquele momento; o segundo padrão diz respeito à dependência dos recursos florestais para subsistência e, posteriormente, foi adotado como modelo de ocupação na região o padrão, rodovia-terra firme-subsolo. Este que se caracteriza pela ocupação nas margens das rodovias tendo como base econômica a pecuária, agricultura e, em alguns lugares, extração de recursos minerais.

Para Tavares (2011), no que diz respeito “aos padrões de organização espacial existentes na região pode-se afirmar que os dois padrões permanecem presentes e de forma

contraditória na região”. Segundo o estudo, a contradição nos padrões de ocupação/organização do espaço na região deriva, principalmente, de um processo de urbanização desigual que a região vem passando nos últimos anos.

De acordo com Becker (2005), a região amazônica passou por profundas mudanças estruturais devido ao projeto de integração nacional. Dentre as modificações ocorridas, destaca-se o avanço na conectividade regional, oportunizada pelo avanço tecnológico que não só contribuiu diretamente, mas também potencializou a dinâmica ocupacional da região amazônica e a constante degradação dos recursos naturais, que resultaram nas modificações cruciais da paisagem atual.

Souza et al. (2015), destacam que os primeiros habitantes da região Amazônica foram os índios, sendo que estes tinham uma relação harmônica com a floresta. Mas a partir da intensificação do processo de ocupação da região Amazônica, e conseqüentemente, com o desenvolvimento da região considerando o aumento das atividades produtivas, esse cenário teve uma mudança expressiva, os índices de desmatamento e degradação na região foram elevados, afetando, dessa forma, a dinâmica do espaço e recursos naturais na área (PRATES; BACHA, 2011).

De acordo com Rebello et al. (2009), a intensificação do processo migratório para a ocupação do território amazônico, foi preponderante para o início da modificação espacial na região Amazônica e, obviamente, o crescimento populacional acarretou a intensificação das ações antrópicas sobre o meio ambiente, principalmente após o declínio do ciclo da borracha.

Para Silva, Pena e Oliveira (2015), a ocupação no território amazônico se deu de forma desordenada e predatória e o sentido em se fazer esta afirmativa se dá ao fato da ausência de planejamentos adequados na ocupação espacial, o que oportunizou um forte impacto nos recursos naturais com a redução das florestas, comprometendo as fontes hídricas e com a redução de espécies faunísticas e florestais.

Ainda para os autores supracitados, a falta de uma gestão pública eficiente, acarretou a formação de bairros periféricos na região, fomentando a exclusão social nessas áreas, além de contribuir, para o aumento da degradação e para a redução da biodiversidade, o que afeta o ecossistema da região, ocasionando sérios impactos socioambientais. De acordo com eles, é possível perceber que com o início do processo de ocupação na região Amazônica também se teve a redução das áreas verdes, em decorrência ao uso negligente da terra na região.

De acordo com Silva et al. (2014), às alterações ambientais que vem ocorrendo ao longo dos tempos decorrentes dos processos de ocupação desordenados, proporcionando, dessa forma, diversos problemas no ecossistema local, podem ser considerados como possíveis indicadores que influenciam na dinâmica dos corpos hídricos, prejudicando desse modo a qualidade e a quantidade desse recurso, bem como a sua disponibilidade. Logo, as ações humanas impensadas no meio ambiente vão gerar posteriormente crises prejudicando a sua própria subsistência (SOUZA et al., 2015).

2.2. URBANIZAÇÃO ÀS MARGENS DO RIO JURUÁ

Há décadas prevalecem nas fronteiras amazônicas dinâmicas de ocupação do espaço baseadas em maneiras predatórias e agressivas de exploração, às quais se associam variados problemas, ocasionando sérios impactos sociais e ambientais. A relação histórica entre sociedade e natureza nessa região revela a predominância de um olhar contemporâneo, com viés capitalista, que geralmente reduz os recursos naturais a condição de “recursos” e de uma disputa de posse e uso dos mesmos, tendo em vista os interesses diferenciados que norteiam os variados atores dessas áreas (OLIVEIRA; ALMEIDA; SILVA, 2011).

De acordo com Carvalho (2017), em um estudo onde se buscou analisar o processo de ocupação e urbanização da Amazônia, o espaço urbano da região amazônica se origina com a conquista da área pelos portugueses, que ocorreu principalmente pelos vários rios que atravessam a região, originando desse modo as primeiras cidades ribeirinhas. No entanto, em meados do século XX, o processo de urbanização na região é intensificado, tendo em vista a implantação de grandes projetos de desenvolvimento, que visavam a integração da Amazônia ao restante do país. Contudo, esse processo desenvolvimentista ocasionou na região sérios impactos socioambientais.

Fenzl et al. (2020), destacam que, a urbanização nessa região é marcada por uma apropriação desigual do território e da natureza, o que gerou graves conflitos territoriais, profundos impactos socioambientais e a intensificação das contradições sociais, resultante, principalmente, do modo pelo qual as plataformas dos grandes projetos têm sido edificadas na região.

Costa et al. (2016), destacam a precariedade na urbanização em algumas cidades do país, dentre elas os autores apontam as contradições no espaço urbano na região do Vale Juruá, tendo em vista que muitas cidades se formaram ao longo dos rios, considerando

que esses eram os principais caminhos de ocupação territorial, logo, esses processos de ocupação são marcados pela intensificação dos impactos ambientais que ocasionam na região sérios distúrbios quanto aos recursos naturais.

Nahum e Ferreira (2019), descrevem que a “produção do espaço e sociedade ribeirinha na Amazônia esteve tradicionalmente ligada à dinâmica dos rios”, e desde os primórdios da ocupação os rios se constituem como um meio de vida essencial. Para Costa et al. (2016), ‘a relação entre surgimento/crescimento das cidades e rios é histórica’, considerando, principalmente, a importância dos corpos hídricos para o transporte, alimentação e no abastecimento hídrico.

De acordo com Souza (2010) apud Costa et al. (2016), o processo de ocupação espacial deriva da vivência desses moradores e às margens dos rios dessa região “tornam-se um espaço de sobrevivência e dissemina hábitos e comportamentos”.

Na realidade, a espacialidade das cidades e a relação com os rios, revelam as mais variadas estratégias dos diferentes agentes produtores dos espaços urbanos que almejam por meio de ações concretas defender seus interesses, o que nos faz entender que a paisagem é resultante de determinações múltiplas, do Estado e de diferentes agentes da sociedade, e além disto, como depositário de vida, emoções e sentimentos traduzidas no cotidiano das pessoas (OLIVEIRA, 2013).

Pimentel et al. (2012), destacam que apesar das “áreas de várzea serem consideradas estratégicas pela proximidade com serviços e mercado de trabalho” a habitação nessas regiões é bem delicada, considerando, principalmente, a época das cheias dos rios. Mas, tendo em vista a dificuldade em aquisição de habitação em outras regiões ou até mesmo a falta de interesse em deixar as áreas centrais da região, as pessoas que habitam nessas localidades “acabam se adaptando à dinâmica ambiental ocorrente nessas áreas”.

De acordo com Costa e Sacramento (2016), a urbanização desordenada às margens do rio Juruá, provocou sérios problemas socioambientais, tendo em vista, principalmente, a falta de ações públicas, essas regiões são espaços marcados por problemas sociais, econômicos e ambientais críticos. Dentre os problemas socioambientais Brito e Silva (2006) apud Costa et al. (2016), destacam ainda que o processo de ocupação e a urbanização desordenada na Amazônia provocou sérios impactos negativos nos corpos hídricos, como a poluição dos rios, esses impactos que em sua maioria são ocasionados pelo uso negligente da água, afetam além do meio ambiente a qualidade de vida da população. Costa e Sacramento (2016), destacam ainda a falta de saneamento básico nestas regiões, o que

acaba levando os moradores a despejar o lixo produzido e o esgoto doméstico nas proximidades ou nos próprios corpos hídricos, causando a contaminação deles.

2.2. AMBIENTE E DINÂMICAS SOCIOAMBIENTAIS

O termo meio ambiente vem ganhando crescente destaque nos últimos anos, e está presente nos meios de comunicação, em discursos políticos e de grupos ambientalistas. No entanto, a definição desse termo pode ser um tanto quanto complexa e cada pessoa tem sua própria percepção acerca da significância de meio ambiente, que corrobora interesses próprios como crenças científicas ou religiosas, profissionais, políticas e outras (ALBUQUERQUE, 2007).

A Lei Brasileira nº 6.938 de 1981, que dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, informa no Art. 3º que o meio ambiente é caracterizado como “o conjunto de condições, leis, influências e interações de ordem física, química e biológica, que permite, abriga e rege a vida em todas as suas formas”. De acordo com Reigota (1994) apud Petris (2013), meio ambiente é:

...um lugar determinado e/ou percebido onde estão em relações dinâmicas e em constante interação os aspectos naturais e sociais. Essas relações acarretam processos de criação cultural e tecnológica e processos históricos e políticos de transformação da natureza e da sociedade.

Para CandiOTTO (2015), no debate ambiental atual há a necessidade de se analisar a dimensão social e a dimensão natural de forma integrada, visto que ao se referir ao meio ambiente não se pode esquecer que além dos aspectos naturais do meio físico e biológico existem também objetos técnicos desenvolvidos pelo homem, conforme destaca o autor:

O termo meio ambiente aproxima-se mais do conceito de espaço geográfico do que do conceito de natureza ou de ecossistema, pois enquanto a natureza e o ecossistema são conceitos pautados por um viés naturalista, ou seja, que procura expressar a dinâmica de seu elemento (apesar de incluírem o homem como um ser natural), o conceito de meio ambiente – assim como o de espaço geográfico – incorporam a dinâmica social decorrente do uso dos elementos da natureza como recursos, da degradação desencadeada pelos diversos usos que a sociedade faz dos ecossistemas, assim como da conservação e preservação desses ecossistemas e, conseqüentemente, da natureza (CANDIOTTO, 2015).

À vista disso, o meio ambiente corresponde às obras e ações humanas e a natureza. Portanto, o meio ambiente é resultado da coexistência entre elementos naturais e humanos (SANTOS, 1996 apud CANDIOTTO, 2015).

A relação homem-natureza se constitui em uma relação contínua de causa e efeito. Essa relação se dá a partir das necessidades humanas, seguida da percepção sobre a natureza e dos elementos fundamentais para garantir a sobrevivência, pautada na extração dos recursos naturais como fonte de produção e, posteriormente, gerando e despejando resíduos decorrentes dos processos de produção, esses rejeitos em contato com o meio ambiente ocasionam – poluição, contaminação, degradação ambiental etc., os chamados impactos socioambientais (CANDIOTTO, 2015).

De acordo com Albuquerque (2007), a sociedade atual é marcada por sérias crises socioambientais e econômicas, e isto decorre do processo de desenvolvimento tecnológico, da degradação ambiental e do uso negligente dos recursos naturais, que impossibilita que eles possam se recompor na escala de tempo humana. As ações antrópicas sobre o ambiente ameaçam a fauna e flora, podem provocar a escassez dos recursos naturais, causando a alteração dos espaços, enfim, têm um enorme potencial desequilibrador no ecossistema. Para o autor a relação do homem com a natureza, nada mais é do que uma relação do homem com ele mesmo, que interfere na natureza conforme seus próprios interesses. A natureza tem uma dinâmica própria de modificação, mas é o homem que está ocasionando os problemas ambientais que são ameaças a sua própria existência.

Para Carvalho (2004) apud Santos e Imbernon (2014), a ideia naturalista do meio ambiente intocado, onde o ser humano, a fauna e a flora convivem de forma equilibrada e harmônica, foi deixada de lado, considerando agora uma visão socioambiental. Na percepção socioambiental, o meio ambiente se projeta através da relação homem-natureza, em constante interação e, deste modo, o ser humano atua como parte integradora e transformadora do meio.

Balim, Mota e Silva (2014), acreditam que o processo evolutivo da sociedade ocasionou uma relação incoerente, que está arraigada na cultura humana, entre o ser humano e a natureza, e isso acarreta sérios impactos no ambiente, como a fragilidade e a esgotabilidade. Albuquerque (2007) considera que a relação homem-natureza nunca esteve tão delicada quanto agora, apesar da abundância de biodiversidade a “humanidade passa por graves problemas sócio-ambientais”. Para o autor esses problemas são percebidos de inúmeras formas, como no aumento da temperatura em decorrência do aquecimento global, na escassez dos recursos naturais, na contaminação dos corpos hídricos que vem comprometendo a qualidade e quantidade de água, além de diversos tipos de poluição e outros elementos que comprometem a vida na terra.

Para Rech, Marques e Souza (2014), os principais problemas ambientais da atualidade decorrem do processo de urbanização desordenado e do desenvolvimento desatrelado das concepções sustentáveis. Ainda para Albuquerque (2007), se faz necessário ressignificar as concepções acerca da relação do homem com a natureza, para isto é profícuo desenvolver bases de uma sociedade mais consciente e sensível às perspectivas sustentáveis no desenvolvimento humano, possibilitando assim uma harmonia social e ambiental.

Lopes et al. (2011) em um estudo, onde se buscou construir um diagnóstico socioambiental, elencaram os principais problemas, causas e consequências possíveis para saúde e bem-estar humano, na pesquisa foi possível “traçar uma rede de inter-relações dos problemas socioambientais do meio em que vivem e destacar como a ação e o modo de explorar o meio ambiente, [...], têm contribuído para a devastação e degradação dos recursos naturais”. No estudo foi percebido que os principais fatores causadores de problemas socioambientais foram a falta de saneamento básico, o excesso de lixo, o desmatamento, a contaminação dos corpos hídricos em decorrência do uso de fertilizantes e agrotóxicos, entre outros.

Monteiro (2017), afirma que o “socioambiental é resultante dos processos engendrados pelo Capital, mas que impacta não somente a vida das pessoas e suas relações, mas também o lugar onde e como as pessoas vivem”. Já para Nunes e Silva (2013), o socioambiental, justifica-se pela necessidade de evidenciar uma opção política, fortalecendo o entendimento de que não se pode dissociar os fatores sociais do componente ambiental, ou seja, a sociedade e o meio ambiente devem ser vistos de forma sinérgica, não sendo possível tratá-los de forma dispare.

Vestena e Schmidt (2009), consideram que a problemática ambiental é bem mais complexa e dinâmica “e a sua concretude é a realidade da sociedade, extrapolando os aspectos físicos, atingindo o social, representado por subnutrição, desemprego, falta de habitação, saúde e educação”. Para os autores, o crescimento populacional e econômico atrelado ao desenvolvimento urbano provocou problemas facilmente perceptíveis na paisagem urbana, a cidade é reflexo das variadas problemáticas, dentre as tais o “destino dos resíduos domésticos, forma de tratamentos das questões referentes aos rios que drenam a cidade e marginalização de parte da população”, podem ser destacadas. De acordo com Gouveia (2012), a intensificação do crescimento econômico, populacional, tecnológico e urbano também provocou um aumento dos problemas ambientais e sociais, ameaçando

dessa forma o ecossistema, oportunizando diversos empecilhos para o bem-estar humano e sua qualidade de vida.

Albuquerque (2007), considera que o melhor caminho para superar os problemas socioambientais atuais é através da Educação Ambiental, que pode oportunizar uma forma de relação entre o homem e a natureza que considere a sustentabilidade.

2.3. GESTÃO E SUSTENTABILIDADE DA ÁGUA

Nos últimos anos vem sendo ampliados cada vez mais os debates acerca do cuidado para com o manejo da água e, conseqüentemente, estão sendo desenvolvidas inúmeras leis, planos e pesquisas, voltados ao desenvolvimento de uma gestão hídrica baseada numa perspectiva sustentável (SILVA, 2017).

Santos e Kuwajima (2019), ressaltam a importância da compreensão da água como um fator fundamental para o desenvolvimento socioeconômico nacional e regional. O aumento nos eventos de contaminação e escassez hídrica, podem gerar sérios conflitos entre os diversos usos e o aumento das tarifas para a população.

Os autores destacam ainda que as questões acerca da gestão hídrica tiveram, no Brasil, uma maior ênfase no contexto de ocorrências catastróficas, tal como os rompimentos e vazamentos de barragens de rejeitos de mineração. Desse modo, danos à vida humana e materiais, bem como os danos ambientais, como a contaminação e degradação dos corpos hídricos e seus ecossistemas, provocaram um novo olhar acerca da questão no país.

Para Bernardi et al. (2012), a gestão hídrica é uma atividade de planejamento que visa formas de aperfeiçoamento na distribuição e utilização da água. O gerenciamento desse elemento é fundamental para que se tenha um desenvolvimento sustentável, diante disso, é essencial que se tenha integração entre a gestão hídrica e a gestão ambiental e que sejam desenvolvidas por meio de uma gestão participativa entre os usuários desse recurso.

De acordo com Noschang e Scheleder (2018), é necessário a existência de um gerenciamento efetivo e adequado para os recursos hídricos, por meio de políticas públicas e de ações da comunidade que é beneficiada com o uso desses elementos. O gerenciamento hídrico desenvolvido de modo eficiente pode garantir a disponibilidade da água. No entanto, a gestão e uso inadequado da água acarretará, posteriormente, a escassez hídrica de modo mais aprofundado, como já é possível perceber em muitas regiões mundiais.

A falta de água não é um problema ocasionado por fatores naturais, mas político que se atrela ao crescimento desordenado das cidades, às mudanças climáticas, a falta

consciência da população no uso sustentável deste recurso natural finito. À vista disso, o ser humano precisa tomar consciência de que a água é um recurso finito e que precisa ser preservado, desse modo cabe ao ser humano o consumo da água de modo consciente (NOSCHANG; SCHELEDER, 2018).

Silva (2012), destaca que o território brasileiro possui a maior reserva de água potável de todo o planeta, com cerca de 12% da quantia total e, apesar disso, a água presente no país, considerando a localização geográfica, é distribuída de forma desigual. No Brasil, cerca de 78% da água disponível está localizada na região Norte, no entanto, essa região representa cerca de 8,3% da população nacional, enquanto a região Nordeste, que possui mais de 27% da população, tem cerca de 3% dos recursos hídricos disponíveis.

De acordo com Santos e Kuwajima (2019), no Brasil existem alguns casos em que há situações de falta d'água em nível regional e microrregional. A região Nordeste convive historicamente com períodos de escassez hídrica e, recentemente, o Distrito Federal e a região Sudeste também enfrentam esse problema. No entanto, apesar dos recursos hídricos presentes no país serem distribuídos de modo dissemelhante no território, é possível, por meio da implementação de planos e ações públicas, nutrir a carência populacional desse recurso, até mesmo nas áreas que apresentam maior vulnerabilidade nesse quesito.

Tundisi (2006), destaca a necessidade do cuidado da água, tendo em vista que esse recurso vem sendo usado de forma negligente. De acordo com o autor, "a quantidade e a qualidade das águas doces continentais no planeta sempre foram essenciais para manter os ciclos de vida, a biodiversidade dos organismos e a sobrevivência da espécie humana", dessa forma percebemos o quão valioso é este recurso para a subsistência das multiespécies.

De acordo com Souza e Pertel (2020), a água um elemento fundamental para o sustento do planeta, tendo em vista que os seres vivos não possuem a capacidade de viver sem a água, além do mais, no que parte do prisma social, a água apresenta grande relevância, visto que a ausência desse elemento traz modificações significativas nos ambientes, interferindo de maneira expressiva na economia.

Ainda para Tundisi (2006), é possível perceber a importância do gerenciamento dos recursos hídricos para o desenvolvimento da sociedade em todos os seus âmbitos. Considerando o fato de ser um elemento essencial para todos os seres vivos e de sua abundância, o uso da água deve ser feito de forma consciente, tendo em vista que esse recurso natural vem sofrendo constantes ameaças, haja vista o uso excessivo e negligente das águas subterrâneas e superficiais, especialmente pelo crescimento agrícola, urbano,

industrial e entre outros mais. Logo, compreendemos que esse contexto vem trazendo sérios danos no ciclo hidrológico - provocando a poluição hídrica e, conseqüentemente, diminuindo a qualidade e a quantidade das águas; comprometendo destarte a existência da vida.

Para Setti et al. (2001), é possível perceber a importância de um efetivo planejamento na gestão dos recursos hídricos, visto que ele fornece subsídios para “aumentar a eficiência da gestão e o aproveitamento da água para enfrentar a crescente necessidade por usos múltiplos, em particular em razão da grande demanda em concentrações urbanas, na indústria, na agricultura e na geração de energia” (MONTAÑO; SOUZA, 2016).

Souza e Pertel (2020) consideram que “no Brasil, existe um emaranhado de leis e normas aplicáveis à gestão dos recursos hídricos”, no entanto essas leis não são postas em ação da forma como deveriam, se tais aspectos jurídicos, fossem aplicados de forma coerente e coletiva, poderiam contribuir com a gestão, com a melhor distribuição e com a manutenção da água em quantidade e qualidade disponível para todos os usuários. Os autores destacam que é necessário que as leis, no Brasil, sejam garantidas e cumpridas de forma efetiva, para que dessa forma, os princípios que valorizam a vida sejam assegurados, em face dos possíveis riscos que afetem os recursos hídricos, devido ao descumprimento das leis ambientais existentes.

Barros e Barros (2000) destacam que se faz necessário que sejam estabelecidos procedimentos e estratégias que oportunizem sobrepujar os obstáculos de caráter gerencial e criar um sistema de gerenciamento hídrico que corresponda ao que está disposto na Lei nº 9.433.

Souza e Pertel (2020) destacam ainda que a gestão dos recursos hídricos no Brasil se deu, em primeiro momento, com publicação do Código das águas, em 10 de julho de 1934, retificado em 27 de julho de 1934, no entanto na época de publicação deste Código, a água era vista sob outra ótica, como um recurso natural renovável e ilimitado. Este decreto tencionava o controle e o incentivo do uso industrial das águas. Desse modo, foram alçados fortes incentivos ao desenvolvimento industrial, agrícola e a produção de energia elétrica.

No entanto, em 1997, surge a Lei nº 9.433 que normatiza a Política Nacional de Recurso Hídrico, com o objetivo central de gerir os recursos hídricos de forma efetiva, tendo em vista todos os problemas gerados pelo uso negligente das águas (SOUZA, PERTEL, 2020). Esta Lei estabelece em seus fundamentos que a utilização da água deve se dar de forma racional, com vistas ao desenvolvimento sustentável. Além disso, a Lei nº 9.433 defende e garante que a gestão da água se dê de forma descentralizada e participativa entre o Poder Público e a comunidade.

Blank, Homrich e De Assis (2008) destacam a importância da implantação da gestão participativa dos recursos hídricos e ressaltam ainda que a normativa “evidenciou uma nova ordem territorial, significativa na descentralização das atuações humanas”.

Rocha e Lima (2020), consideram inegável que as concepções sustentáveis estão em destaque em todas as áreas, e evidenciam ainda a importância da incorporação desse conceito na gestão hídrica, atentando que a sustentabilidade hídrica é fundamental para conservação e estabilização do uso da água, oportunizando assim a mitigação dos impactos futuros neste recurso.

Detoni e Dondoni (2008), afirmam que o cenário em que vivemos, a saber – esgotamento dos recursos hídricos no planeta, acarretará nos próximos anos sérios problemas no abastecimento hídrico, dessa forma, os estudiosos destacam a relevância que a temática sustentabilidade hídrica vem ganhando a nível global nos últimos anos, principalmente, por pesquisadores e analistas internacionais, demonstrando assim a importância da conscientização para existência da sustentabilidade no manejo da água.

Desta maneira, pode-se afirmar que, para se ter êxito na implementação de um ciclo sustentável no manejo dos recursos hídricos, é essencial, que o gerenciamento hidrográfico seja desenvolvido de forma consciente e integrada com a participação de diversos setores da sociedade. A sustentabilidade se torna fundamental na gestão da água pois oportuniza a disponibilidade e qualidade da água, assegurando o uso deste recurso para a geração atual e proporcionando meios para assegurar o mesmo às gerações futuras. Além do mais, faz-se necessário impulsionar ações para preservação deste recurso, tendo em vista ser um elemento essencial à vida.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A falta de políticas públicas voltadas à preservação e cuidado para com o meio ambiente geraram um processo ocupacional e uma urbanização desordenada e predatória na região do Vale Juruá e em toda a região Amazônica, e isto configura o novo padrão existencial do homem, ressignificando o modo de como o ser humano se relaciona com a natureza, e o aumento negativo dos impactos ambientais e sociais são reflexos dessa relação, uma vez que, em suma se resume a uma necessidade unilateral humana, onde se

busca a sobrevivência, baseada na extração predatória dos recursos naturais disponíveis sem considerar os impactos futuros.

Dentre os impactos socioambientais derivados da ocupação espacial desordenada pode-se destacar a formação de bairros periféricos nas regiões de várzeas, ao longo da bacia hidrográfica do Rio Juruá, o aumento da degradação ambiental, a redução da diversidade biológica e os impactos negativos que os recursos hídricos vêm sofrendo ao longo dos anos. A falta de saneamento básico e o uso negligente da terra, que são consequência da ausência de planejamentos adequados na ocupação espacial, são fatores expressivos que contribuem de forma direta na qualidade e quantidade hídrica.

4. REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, B.P. **As relações entre homem e a natureza e a crise sócio-ambiental**. Rio de Janeiro, RJ. Escola Politécnica de Saúde Joaquim Venâncio, Fundação Oswaldo Cruz (Fiocruz), 2007.

BALIM, A.P.C.; MOTA, L.R.; SILVA, M.B.O. Complexidade ambiental: o repensar da relação homem-natureza e seus desafios na sociedade contemporânea. **Veredas do Direito**, v. 11, p. p.163-186, 2014.

BARROS, A.B.; BARROS A.M.A. Proposta de um sistema de gestão de recursos hídricos municipal ou consorciado integrado aos planos estadual e federal, conforme a lei nº 9.433/97. **Revista de Administração Pública**, v.34, n.2, p.121-32, 2000.

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

BERNARDI, E.C.S. et al. Bacia hidrográfica como unidade de gestão ambiental. **Desciplinarum Scientia Naturais e Tecnológicas**, v. 13, n. 2, p. 159-168, 2012.

BEZERRA, P.C.; SOUZA, J.D. Urbanização de Tabatinga e Impactos Ambientais: Estudo de Caso do Igarapé Urumutum. **Revista GeoAmazônia**, v. 9, n. 17, p.111-125, 2021.

BLANK, D.P.; HOMRICH, I.G.N.; DE ASSIS, S.V. O gerenciamento dos recursos hídricos à luz do ecodesenvolvimento. **Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental**, v.20, p.53-62, 2008.

BRAGA, F.A. **A preservação dos recursos naturais na escola: a água**. Curso de Graduação em Plena em Pedagogia. Centro de Formação de Professores da Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande, Brasil, 2009.

BRASIL. **Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981**. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da União. 02 de set. de 1981.

BRASIL. **Lei nº 9.433, de 9 de janeiro de 1997.** Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. **Diário Oficial da União.** 09 de jan. de 1997.

CANDIOTTO, L.Z.P. A dialética da relação natureza-sociedade e a dimensão territorial da questão ambiental. In: Encontro Nacional da ANPEGE – A diversidade da geografia brasileira: escalas e dimensões da análise e da ação, 11. 2015, Presidente Prudente. **Anais XI – Enanpege.** Presidente Prudente: Enanpege, 2015.

CARMO, M.B.S.; COSTA, S.M.F. Estudo do crescimento urbano de uma pequena cidade na amazônia: Uma abordagem metodológica. **GeoFocus. Revista Internacional de Cinecia y Tecnología de la Información Geográfica,** n. 23, p. 31-47, 2019.

CARVALHO, E.C.L. O processo de colonização e urbanização na Amazônia. **Revista Contribuciones a las Ciencias Sociales,** SI, 2017.

CERQUEIRA, J.L.; DANTAS, J.E. Amazônia mais protegida: Rio Juruá ganha título de Sítio Ramsar. **WWF.** 2018.

COSTA, J.M.; SACRAMENTO, K.A. Evolução Urbana e Questões Socioambientais: Um Estudo de Caso da Ocupação das Margens do Rio Amazonas no Bairro de Araxá, Macapá, Amapá Brasil. **Revista Geografia de América Central,** v. 1, n. 56, p. 289-305, 2016.

COSTA, S. M. F.; et al. Crescimento Urbano e Ocupação da Várzea em Pequenas Cidades da Amazônia: Uma Discussão Premente. **Revista Geografia, Ensino & Pesquisa,** v. 20, n.1, p. 114-129, 2016.

DETONI, T.L.; DONDONI, P.C. A escassez da água: um olhar global sobre a sustentabilidade e a consciência acadêmica. **Revista Ciências Administrativas,** v. 14, n. 2, p. 191-204, 2008.

FENZL, N.; et al. Os ‘Grandes Projetos’ e o processo de urbanização da amazônia brasileira: consequências sociais e transformações territoriais. **InterEspaço: Revista de Geografia e Interdisciplinaridade,** v. 6, n. 19, p. 202002, 2020.

GOUVEIA, N. Resíduos sólidos urbanos: impactos socioambientais e perspectiva de manejo sustentável com inclusão social. **Ciência & saúde coletiva,** v. 17, p. 1503-1510, 2012.

LOPES, P.R.; et al. Diagnóstico socioambiental: o meio ambiental percebido por estudantes de uma escola rural de Araras (SP). **Pesquisa em Educação Ambiental,** v. 6, n. 1, p. 139-155, 2011.

MELLO, A.H.; FEITOSA, N.K. **Dinâmicas da ocupação territorial na Amazônia: Reflexões sobre os impactos socioambientais pós-pandemia decorrentes do desmatamento.** Unifesspa: Painel Reflexão em tempo de crise, v. 15, 2020.

MONTAÑO, M.; SOUZA, M.P. Integração entre planejamento do uso do solo e de recursos hídricos: a disponibilidade hídrica como critério para a localização de empreendimentos. **Engenharia Sanitária e Ambiental,** v. 21, n. 3, p. 489-495.

MONTEIRO, C.R.T. A Questão Socioambiental: Uma Pauta Necessária Para o Assistente Social. **II Seminário Nacional de Serviço Social, Trabalho e Políticas Sociais**. Florianópolis, 2017.

NAHUM, J.S.; FERREIRA, D.S. Entre as margens dos rios e as marchas da história: espaço e sociedade ribeirinha na Amazônia. **Revista PerCursos**, v. 20, n. 43, p. 39-65, 2019.

NOSCHANG, P.G.; SCHELEDER, A.F.P. A (in) sustentabilidade hídrica global e o direito humano à água. **Sequência (Florianópolis)**, v.79, p. 119-138, 2018.

NUNES, L.S.; SILVA, A.G.M. A concepção de questão socioambiental e o Serviço Social. **Temporalis**, v. 13, n. 26, p. 97-116, 2013.

OLIVEIRA, J. A. D. As cidades na natureza, a natureza das cidades e controle do território. 2013. Disponível em: <<http://www.ub.edu/geocrit/coloquio2014/Jose%20Aldemir%20de%20Oliveira.pdf>>. Acesso em: 05 fev. 2022.

OLIVEIRA, M.C.C.D; ALMEIDA, J; SILVA, L. M. S. Diversificação dos sistemas produtivos familiares: reflexões sobre as relações sociedade-natureza na Amazônia Oriental. **Novos Cadernos NAEA**, v. 14, n. 2, p. 61-88, dez. 2011.

PEREIRA, B.W.F.; et al. Uso da terra e degradação da água na bacia hidrográfica do rio Peixe-Boi, PA, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, p. 472-485, 2016.

PETRIS, M.R. A importância da educação ambiental. **Maiêtica-Ciências Biológicas**, v.1, n.1, p. 37-43, 2013.

PIMENTEL, M.A.S. et al. A Ocupação das Várzeas na Cidade de Belém: Causas e Consequência Socioambientais. **Revista Geonorte**, v. 3, n. 5. 34-45, 2012.

PRATES, R.C.; BACHA, C.J.C. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, v. 20, p. 601-636, 2011.

REBELLO, F.K.; et al. Dinâmica populacional na Amazônia: o caso dos estados do Amazonas e Pará. In: **Embrapa Amazônia Oriental-Artigo em anais de congresso (ALICE)**. In: Congresso Sociedade Brasileira De Economia, Administração E Sociologia Rural, 47., 2009.

RECH, A.U.; MARQUES, R.I.; SOUZA, S.C.S. Reflexões acerca do desenvolvimento sustentável: relação homem/natureza e desafios socioambientais. **Revista de Direito, Santa Cruz do Sul**, n. 5, p. 172-183, 2014.

RENO, V.F.; NOVO, EMLM. Alterações da paisagem de várzea do Baixo Amazonas entre 1970 e 2008. **Anais XVI Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR; Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE)**. Foz do Iguaçu, Brasil, 2013.

RIBEIRO, L.G.G.; ROLIM, N.D. Planeta água de quem e para quem: uma análise da água doce enquanto direito fundamental e a sua valorização mercadológica. **Revista Direito Ambiental e Sociedade**, v.7, n. 1, p. 7-33, 2017.

ROCHA, N.CV.; LIMA, A.M.M. A sustentabilidade hídrica na bacia do rio Guamá, Amazônia Oriental/Brasil. **Sociedade & Natureza**, v. 32, p. 141-160, 2020.

SANTOS, G.R.; KUWAJIMA, J.I. **Assegurar a disponibilidade e gestão sustentável da água e saneamento para todos e todas**. Disponível em <<https://gtagenda2030.org.br/ods/ods6/>>. Acesso em 10/12/2019.

SANTOS, J.A.E.; IMBERNON, R.A.L. A concepção sobre “natureza” e “meio ambiente” para distintos atores sociais. **Terrae Didática**, v. 10, n. 2, p. 151-159, 2014.

SERRA, M.A.; et al. Perspectivas de desenvolvimento da Amazônia: motivos para o otimismo e para o pessimismo. **Economia e Sociedade**, v. 13, n. 2, p. 23, 2004.

SETTI, A.A.; et al. **Introdução ao gerenciamento de recursos hídricos**. Brasília: Agência Nacional de Energia Elétrica, 2001.

SILVA, C. H. R. T. **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável no Brasil**. Brasília: Núcleo de Estudos e Pesquisa, 2012.

SILVA, E.R.; da et al. Caracterização física em duas bacias hidrográficas do Alto Juruá, Acre. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v. 18, p. 714-719, 2014.

SILVA, F.; PENA, H.W.A.; OLIVEIRA, F.A. A dinâmica da ocupação da Amazônia brasileira: do interesse político e econômico aos conflitos socioambientais. **Revista Caribeña de Ciencias Sociales**, n. 2015, p.1-22, 2015.

SILVA, M.J.A. A evolução legal e institucional na gestão dos recursos hídricos no Brasil. **Os Desafios da Geografia Física na Fronteira do Conhecimento**, v. 1, p. 146-157, 2017.

SOUZA, E.S. et al. Impacto das estruturas urbanas em relação à biodiversidade Amazônica. **Revista de Arquitetura IMED**, v. 3, n. 2, p. 145-155, 2015.

SOUZA, F.P.; PERTEL, M. Complexidades para aplicação dos aspectos normativos para a gestão de recursos hídricos no Brasil. **Extras & Engenharia**, v. 10, n. 27, p. 70-82, 2020.

TAVARES, M.G.C. A Amazônia: formação histórico-territorial e perspectivas para o século XXI. **GEOUSP Espaço e Tempo**, v.15, n. 2, p. 107-121, 2011.

TUNDISI, J.G. Novas perspectivas para a gestão de recursos hídricos. **Revista USP**, n.70, p. 24-35, 2006.

VESTENA, L.R.; SCHMIDT, L.P. Algumas reflexões sobre a urbanização e os problemas socioambientais no centro-sul paranaense. **Acta Scientiarum. Human and social Sciences**, v. 31, n. 1, p. 67-73, 2009.

INVASÕES BIOLÓGICAS: ESPÉCIES DE PLANTAS INVASORAS OCORRENTES NA ÁREA URBANA DE CRUZEIRO DO SUL, ACRE, BRASIL

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld¹, Andrei da Conceição Souza² e Marla
Daniele Brito de Oliveira Amorim²

1. Universidade Federal do Acre (Ufac), Centro Multidisciplinar, Laboratório de Ecoanatomia e Ecologia Vegetal (Leev), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (Ufac), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

O potencial de espécies exóticas alterarem sistemas naturais é tão elevado que as invasões biológicas são hoje a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, e áreas urbanas podem ser fonte de disseminação destas espécies. Espécies exóticas são as que se encontram fora de sua área de distribuição natural e exóticas invasoras, são aquelas cuja introdução e dispersão ameaçam a biodiversidade nativa. O presente capítulo busca contribuir no conhecimento sobre a diversidade de espécies não pertencentes à flora local de Cruzeiro do Sul, somando-se assim ao esforço nacional de análise e validação dos registros de ocorrências de espécies exóticas invasoras da flora no Brasil. A coleta de dados foi realizada dentro do perímetro da área urbana do município, local de alta densidade de edificações. Ao todo, foram registradas 44 espécies exóticas à Flora do Acre, pertencentes a 22 famílias botânicas. Onze espécies identificadas no trabalho estão presentes nas listas de espécies invasoras consultadas, entre elas: *Artocarpus heterophyllus*, *Asystasia gangetica*, *Brachiaria decumbens*, *Bryophyllum pinnatum*, *Hedychium coronarium*, *Neustanthus phaseoloides*, *Ricinus communis*, e *Tithonia diversifolia*. A espécie mais frequente nos pontos de amostragem foi *N. phaseoloides*, registrada em 8 dos 27 pontos de amostragem. Mais estudos sobre ocorrência, frequência, impactos e riscos de invasão por espécies vegetais exóticas devem ser desenvolvidos no oeste do Acre, região relativamente bem conservada e que pode ser considerada como última fronteira para chegada de muitas dessas espécies.

Palavras-chave: Espécies alóctones, Conservação da natureza e Biodiversidade.

ABSTRACT

The potential for alien species to alter natural systems is so high that biological invasions are now the world's second greatest threat to biodiversity, and urban areas can be a source of

dissemination of these species. Alien species are those that are outside their natural range and invasive alien species are those whose introduction and dispersal threaten native biodiversity. This chapter aims to contribute to the knowledge about the diversity of species that do not belong to the local flora of Cruzeiro do Sul, thus adding to the national effort to analyze and validate the records of occurrences of invasive alien species of Brazil flora. The data collection was carried out within the perimeter of the urban area of the city, a place of high density of buildings. In all, 44 exotic species were registered in the Flora of Acre, belonging to 22 botanical families. Eleven species identified in this work are present in the lists of invasive species consulted, among them: *Artocarpus heterophyllus*, *Asystasia gangetica*, *Brachiaria decumbens*, *Bryophyllum pinnatum*, *Hedychium coronarium*, *Neustanthus phaseoloides*, *Ricinus communis*, and *Tithonia diversifolia*. The most frequent species at the sampling points was *N. phaseoloides*, recorded at 8 of the 27 sampling points. More studies on the occurrence, frequency, impacts, and risks of invasion by exotic plant species should be developed in western Acre, a relatively well-conserved region that can be considered the last frontier for the arrival of many of these species.

Keywords: Alien species, Nature conservation and Biodiversity.

1. INTRODUÇÃO

A migração de espécies para diferentes regiões ocorre como fenômeno natural. No entanto, a movimentação de espécies para fora de sua área de distribuição natural por ação humana vem aumentando desde o século XVI, com as grandes navegações e cresce atualmente em decorrência do comércio mundial e dos transportes marítimo, terrestre e aéreo (RICCIARDI 2007; SEEBENS et al., 2017; SEEBENS et al., 2020). Os processos de invasões pré-históricas trouxeram mudanças significativas para os biomas e diferentes ecossistemas, no entanto as invasões modernas são eventos de movimentação em massa impulsionado por humanos é em escala global e provavelmente contínua até o restante da história humana (RICCIARDI, 2007).

De acordo com a Convenção Sobre Diversidade Biológica (CDB), espécie exótica é toda espécie que se encontra fora de sua área de distribuição natural e espécie exótica invasora, por sua vez, é definida como aquela espécie exótica cuja introdução e dispersão ameaça a biodiversidade, incluindo ecossistemas, habitats, comunidades e populações (IBAMA, 2022).

As espécies exóticas são consideradas como uma das causas de transmissão de doenças e outros problemas socioambientais, e quando introduzidas e adaptadas ocasionam as invasões biológicas, provocando impactos negativos significativos sobre a saúde humana, plantas e animais, conseqüentemente alterando processos ecossistêmicos e contribuindo

para a extinção local das espécies nativas (SIMBERLOFF, 2013; ROSSI, 2019; ADELINO et al., 2021).

O potencial de espécies exóticas alterarem sistemas naturais é tão elevado que as invasões biológicas são hoje a segunda maior ameaça mundial à biodiversidade, ficando atrás somente da destruição de habitat pela ação humana (ZILLER, 2001; BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2014). Por conseguinte, além de contribuir muito na perda da biodiversidade nativa, as exóticas hoje correspondem a um grande custo, pois estima-se que o mundo gaste aproximadamente em torno de US\$ 2,3 trilhões com impactos econômicos globais das invasões biológicas (ZENNI et al., 2021). No Brasil, este custo ultrapassou gastos em torno de US\$105,53 bilhões ao longo de 35 anos (1984-2019) (ADELINO, et al, 2021).

Dentre as espécies de árvores já consagradas como invasoras no Brasil estão *Pinus elliottii*, *Pinus taeda*, *Casuarina equisetifolia*, muito comum no litoral sul, *Melia azedarach* (cinamomo), *Tecoma stans* (amarelinho), *Hovenia dulcis* (uva-do-japão), *Cassia mangium*, *Eriobothrya japonica* (nêspera), *Cotoneaster* sp. e *Ligustrum japonicum* (alfeneiro), este usado largamente para fins ornamentais e na arborização urbana de muitas cidades (ZILLER, 2001).

As plantas exóticas invasoras costumam predominar em localidades degradadas e abandonadas. A introdução dessas espécies pode se dar por meios naturais e não naturais, sendo os naturais: vento e água, elas ainda podem ser transportadas por outros vetores como humanos, aves, e outros animais. As espécies exóticas invasoras podem contribuir negativamente para as plantas nativas, sendo essas plantas invasoras a segunda maior causa de extinção do globo terrestre (ZALBA, 2010; MICHELAN et al., 2018).

Nas cidades os fragmentos de vegetação nativa existentes são de extrema importância para os serviços ecossistêmicos de regulação (como purificação do ar, regulação da temperatura e sequestro de carbono) trazendo assim benefícios na vida dos habitantes das cidades (DAVIES, 2017). No entanto, devido às áreas urbanas serem focos de atividades humanas, conseqüentemente há uma imigração maior de espécies exóticas, facilitando assim o processo de invasão de plantas nessas áreas (CADOTTE et al., 2017).

No escopo das invasões biológicas em áreas urbanas, o presente capítulo traz contribuições para ampliar o conhecimento sobre a diversidade de espécies não pertencentes à Flora local de Cruzeiro do Sul, somando-se assim ao esforço nacional de análise e validação dos registros de ocorrências de espécies exóticas invasoras da flora no país, no âmbito da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras. Os registros

compõem a lista nacional das espécies invasoras e tem por objetivo subsidiar o planejamento e execução de ações de prevenção, detecção precoce, resposta rápida, erradicação, contenção, controle e mitigação de impactos de espécies exóticas invasoras no país.

1.1. IMPORTÂNCIA DA DETECÇÃO PRECOCE E DAS LISTAS DE ESPÉCIES INVASORAS

A análise e classificação das espécies exóticas invasoras ou potencialmente invasoras em categoria de risco nada mais é que uma tentativa de iniciar um processo de ilustração da possibilidade de uma espécie exótica ocasionar um processo de invasão biológica. Por conseguinte, considerando os impactos e riscos da invasão biológica decorrentes das espécies exóticas, à solução de problemas envolve medidas de prevenção, controle, manejo e erradicação, precisando ser julgadas caso a caso, de acordo com cada situação e com cada espécie (ZILLER, 2006; DECHOUM et al., 2013).

A detecção precoce representa uma fase relevante de controle e manejo das espécies exóticas, sendo esta fase importante para detectar o potencial de invasão da espécie, corroborando para a identificação da melhor ferramenta de controle e manejo da espécie invasora. De forma análoga, a ação rápida para prevenir a introdução, o estabelecimento ou a expansão de uma espécie exótica invasora potencial é recomendada ainda que haja incerteza sobre seus impactos no longo prazo (OLIVEIRA; PEREIRA, 2010).

Ainda no intuito de controlar, prevenir, manejar e erradicar espécies exóticas, existem muitas iniciativas simples de se realizarem, que necessitam mais de percepção e implementação do que de recursos de grande escala. A lista de espécies exóticas invasoras, por exemplo, pode ser referência de amplo conhecimento à população, com destaque nas espécies e seus impactos (ZALBA; ZILLER, 2007).

Um exemplo em curso de detecção precoce e ações rápidas para espécie invasora, é o caso da monilíase no Acre. Este fungo (*Moniliophthora roreri*) ataca plantações de cacau e cupuaçu da região, causando impactos diretos à economia regional. Para dar rápida resposta e impedir o avanço do fungo através do Acre, foi instituído pelo governo do estado um gabinete de crise (DECRETO Nº 9.800/2021) para monitorar, mobilizar e coordenar as atividades dos órgãos públicos estaduais na adoção de medidas necessárias ao enfrentamento dessa invasão.

2. MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O trabalho foi realizado na área urbana do município de Cruzeiro do sul – Acre (Figura 1), cidade de clima equatorial, quente e úmido, com temperatura média anual de 26 °C e índice pluviométrico ultrapassando 2.000 mm por ano. Esta cidade possui períodos de friagem que ocorrem entre maio e setembro, e enchentes periódicas. Localizado na região noroeste do estado de Acre, o município apresenta um relevo formado por uma série de colinas e uma vegetação predominantemente amazônica, e conectada ao resto do país por meio aéreo, fluvial (Rio Juruá) e terrestre (BR-364) (ACRE, 2000).

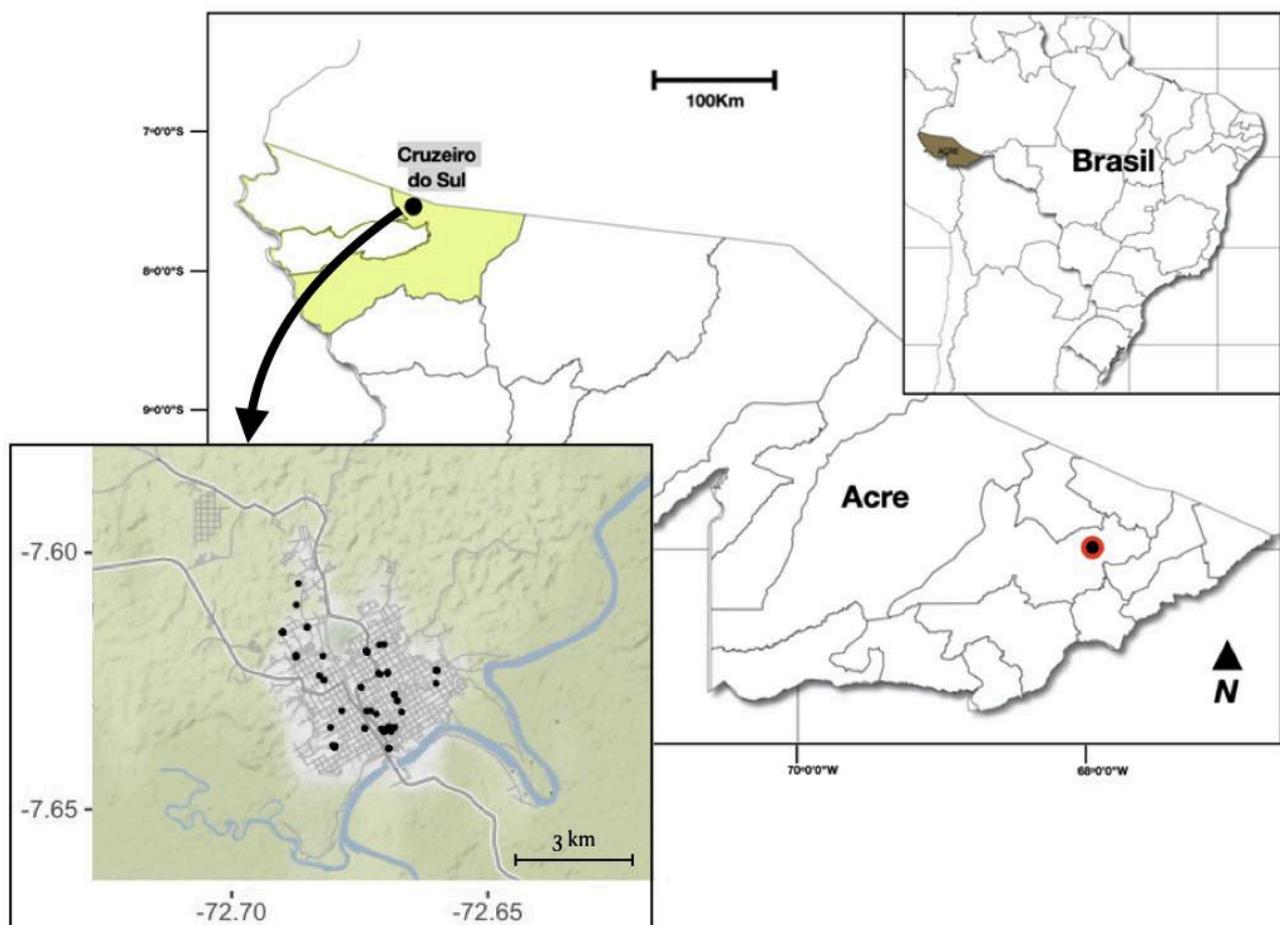


Figura 1. Localização da área de estudo, Brasil, Acre, Rio Juruá e área urbana do Município de Cruzeiro do Sul (no detalhe) com a indicação dos 27 locais de amostragem da vegetação (pontos).

A cidade está localizada na faixa limite oeste do Brasil, sendo Cruzeiro do Sul a segunda maior cidade do estado do Acre em número de habitantes e a sexta maior em território. O estado está localizado em área de troca de paisagem de cordilheiras andinas e terras baixas amazônicas e pode ser dividida em duas grandes regiões fitoecológicas: Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Ombrófila Aberta. Os tipos de solos predominantes no município de Cruzeiro do Sul em ordem decrescente são Argissolos; Gleissolos; Plintossolos; Luvisolos e Neossolos. O município apresenta três divisões geomorfológicas marcantes, que são a Depressão Marginal da Serra do Divisor; a Depressão do Juruá-laco; Depressão do Endimari-Abunã, além de estar inserido na mesorregião Vale do Juruá, mais especificamente na região do Juruá junto dos municípios de Mâncio Lima; Marechal Thaumaturgo; Porto Walter e Rodrigues Alves (SOUZA et al., 2003; ACRE, 2010).

Quanto à cobertura vegetal, cerca de 87% do território acreano é composto por vegetação primária e, dessa porcentagem, 6 milhões de hectares são aptos para a produção contínua e sustentada, com uma grande diversidade florística, com uma estimativa da flora total do Acre em pelo menos 8.000 plantas vasculares e briófitas. Apresenta em sua diversidade florística as famílias: Araceae, Arecaceae, Orchidaceae, Polypodiaceae, Piperaceae, Bromeliaceae, Myrtaceae, Fabaceae, Cyperaceae, Rubiaceae, entre outras (DALY; SILVEIRA, 2008; ACRE, 2010; OBERMULLER et al., 2014; MEDEIROS et al., 2014).

2.2 . COLETA DE DADOS

A coleta de dados foi realizada dentro do perímetro da área urbana, local de alta densidade de edificações de Cruzeiro do Sul (Figura 1, detalhe), e delimitada utilizando dados setoriais do IBGE (IBGE, 2022). Por meio de mapeamento através do Google Earth, foram selecionadas e numeradas 60 áreas verdes remanescentes dentro desse perímetro (terrenos baldios, áreas verdes abandonadas, etc.) Posteriormente, 27 áreas foram obtidas de forma aleatória para amostragem *in situ*. As áreas variaram de tamanho de 30 m² a 100 m², e utilizando marcadores de localização (GPS), as áreas foram georeferenciadas.

Nas amostragens de campo as áreas sorteadas foram percorridas por meio de caminhamento expedito, buscando cobrir toda a área, sendo anotada a ocorrência das espécies de plantas herbáceas, arbustivas e arbóreas, exóticas à Flora local. Uma catalogação virtual das espécies por meio de fotografias em aparelho celular foi realizada no iNaturalist (<https://www.inaturalist.org/>).

Para prosseguir a identificação, além das sugestões obtidas junto ao iNaturalist, listas de espécies da região e especialistas também foram consultados. Para se verificar a origem de cada espécie, determinando se a mesma era exótica à Flora local, foram usados os bancos de dados do SiBBR (Sistema Internacional sobre a Biodiversidade Brasileira) (<https://www.sibbr.gov.br/>); Instituto Hórus (<https://institutohorus.org.br/>); Plants of the world online (<http://www.plantsoftheworldonline.org/>); GBIF (Sistema Global de Informação sobre Biodiversidade) (<https://www.gbif.org/>), e a lista da IUCN 100 espécies exóticas invasoras mais daninhas do mundo (LOWE et al., 2004).

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

O tratamento dos dados das espécies exóticas encontradas ocorreu em quatro etapas: 1) identificação do indivíduo ao nível de espécie; 2) consulta aos bancos de dados e sites para conferência da identificação; 3) determinação da origem: exóticas à Flora do Acre, mas nativas do Brasil, ou exóticas à Flora brasileira; 4) determinação do status de invasora de cada espécie, com consulta às listas oficiais disponibilizadas pelo do Ministério do Meio Ambiente, IBAMA e ICMBIO; e da base de dados do Instituto Hórus (<https://bd.institutohorus.org.br/>). Espécies que não tiveram a identificação concluída até o nível de espécie não foram incluídas neste trabalho. A importância da presença de cada espécie, avaliada como sinal de risco de invasão, foi verificada através da frequência das espécies nos pontos de amostragem.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

O levantamento de campo foi realizado durante os meses de maio a junho de 2019, quando foram somadas 166 observações válidas nos 27 pontos de amostragem na área urbana de Cruzeiro do Sul. Ao todo, foram registradas 44 espécies exóticas à Flora do Acre, pertencentes a 22 famílias botânicas. Destas, 8 espécies são nativas do Brasil, porém exóticas à Flora do Acre (Tabela 1). No geral, as famílias que mais apresentaram espécies

exóticas à Flora do Acre foram: Poaceae 13 espécies, Cyperaceae com quatro espécies, Asteraceae e Fabaceae com três espécies.

Tabela 1. Espécies exóticas espontâneas ocorrentes na área urbana de Cruzeiro do Sul, com a informação sobre presença na lista de espécies invasoras do Ministério do Meio Ambiente e do Instituto Hórus.

FAMÍLIA	ESPÉCIE	INVASORA
ACANTHACEAE	<i>Asystasia gangetica</i> (L.) T.Anderson	Sim
AMARANTHACEAE	<i>Celosia argentea</i> L.	-
ANACARDIACEAE	<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	-
ARACEAE	<i>Alocasia macrorrhizos</i> (L.) G.Don	-
	<i>Epipremnum aureum</i> Linden & André	-
ASTERACEAE	<i>Ageratum conyzoides</i> L.*	-
	<i>Emilia fosbergii</i> Nicolson	-
	<i>Tithonia diversifolia</i> (Hemsl.) A.Gray	Sim
BORAGINACEAE	<i>Heliotropium indicum</i> L.	-
CELASTRACEAE	<i>Euonymus fortunei</i> (Turcz.) Hand.-Mazz	-
COMMELINACEAE	<i>Tradescantia zebrina</i> Bosse	Sim
CRASSULACEAE	<i>Bryophyllum pinnatum</i> (Lam.) Oken	Sim
CUCURBITACEAE	<i>Momordica charantia</i> L.	Sim
CYPERACEAE	<i>Fuirena umbellata</i> Rottb.	-
	<i>Cyperus difformis</i> L.	-
	<i>Cyperus eragrostis</i> Lam.*	-
	<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.*	-
EUPHORBIACEAE	<i>Ricinus communis</i> L.	Sim
FABACEAE	<i>Crotalaria retusa</i> L.	-
	<i>Desmodium barbatum</i> (L.) Benth.*	-
	<i>Neustanthus phaseoloides</i> (Roxb.) Benth.	Sim
GENTIANACEAE	<i>Helia alata</i> (Aubl.) Kuntze	-
HELICONIACEAE	<i>Heliconia psittacorum</i> L.f.*	-
LAMIACEAE	<i>Clerodendrum paniculatum</i> L.	-
	<i>Melissa officinalis</i> L.	-
MELASTOMATACEAE	<i>Pleroma urvilleanum</i> (DC.) P.J.F.Guim.& Michelang.*	-

MORACEAE	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Sim
	<i>Ficus pumila</i> L.	-
PHYLLANTHACEAE	<i>Phyllanthus urinaria</i> L.	-
POACEAE	<i>Ammophila arenaria</i> (L.) Link	-
	<i>Brachiaria decumbens</i> Stapf	Sim
	<i>Eragrostis airoides</i> Nees*	-
	<i>Megathyrsus maximus</i> (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	Sim
	<i>Panicum virgatum</i> L.	-
	<i>Paspalum notatum</i> Flügge*	-
	<i>Setaria pumila</i> (Poir.) Roem. & Schult	-
	<i>Sorghum halepense</i> L.	-
	<i>Sporobolus airoides</i> (Torr.) Torr.	-
	<i>Sporobolus indicus</i> L.	-
	<i>Urochloa reptans</i> L.	-
	<i>Amblovenatum opulentum</i> (Kaulf.) J.P. Roux	-
	<i>Lindernia rotundifolia</i> (L.) Alston	-
TURNERACEAE	<i>Turnera ulmifolia</i> L.	-
ZINGIBERACEAE	<i>Hedychium coronarium</i> J.Koenig	Sim

*exótica no Estado do Acre mas nativa do Brasil.

Onze espécies identificadas no trabalho estão presentes nas listas de espécies invasoras consultadas, são elas: *Artocarpus heterophyllus*, *Asystasia gangetica*, *Brachiaria decumbens*, *Bryophyllum pinnatum*, *Hedychium coronarium*, *Megathyrsus maximus*, *Momordica charantia*, *Neustanthus phaseoloides*, *Ricinus communis*, *Tithonia diversifolia* e *Tradescantia zebrina*, (Tabela 1). Com base na literatura, avalia-se com risco de invasão as espécies *R. communis*, *T. diversifolia*, *T. zebrina* e *H. coronarium*, que devem ser monitoradas mais detalhadamente para acompanhar os processos de invasão. As três espécies mais frequentes nos pontos de amostragem foram *Neustanthus phaseoloides*, registrada em 8 dos 27 pontos de amostragem, *Setaria pumila*, registrada em quatro pontos e *Emilia fosbergii*, em três. Considera-se *N. phaseoloides* espécie exótica em ativa invasão no município de Cruzeiro do Sul.

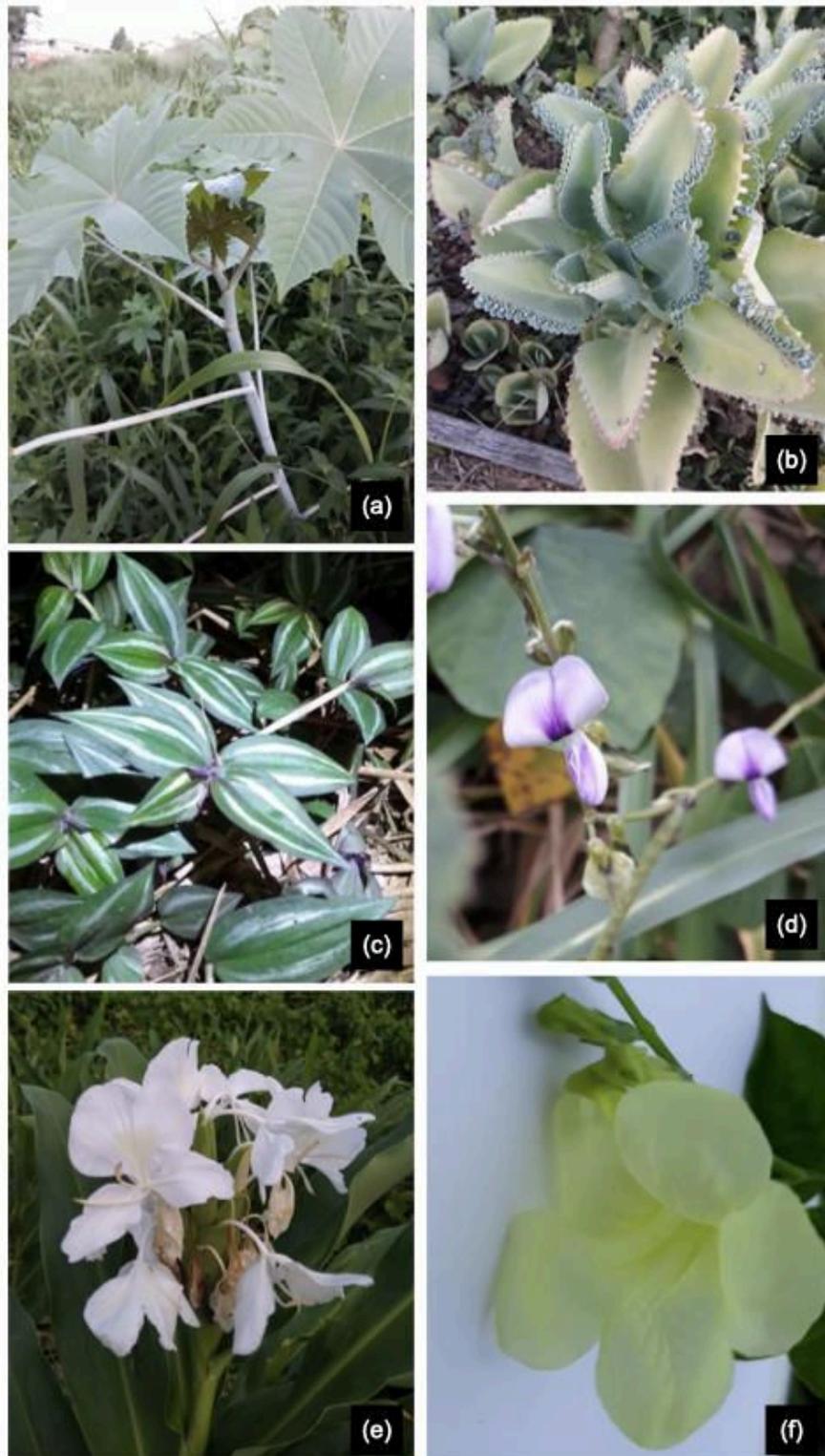


Figura 2. Espécies vegetais exóticas invasoras ocorrentes em Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

a) *Ricinus communis* (EUPHORBIACEAE); b) *Bryophyllum pinnatum* (CRASSULACEAE), c) *Tradescantia zebrina* (COMMELINACEAE), d) *Neustanthus phaseoloides* (FABACEAE), e) *Hedychium coronarium* (ZINGIBERACEAE) e f) *Asystasia gangetica* (ACANTHACEAE). Imagens: Moisés Parreira (c) e Andrei Souza.

3.2. DISCUSSÃO

Dentre as espécies exóticas encontradas, principalmente as que são nativas do Brasil, porém exóticas à Flora do Acre, existem espécies que podem ser classificadas como naturalizadas, ou seja, plantas exóticas que mantêm populações estáveis nos locais que habitam, mas sem necessariamente invadir os ecossistemas naturais (RICHARDSON; PYSEK; CARLTON, 2008). Entretanto, embora não expressivo em número de espécies, Cruzeiro do Sul possui um conjunto de espécies invasoras que merece ser foco de monitoramento. Ainda que algumas possam ter chegado ao município de modo não intencional, a maioria destas espécies foi introduzida pela própria população e pelos órgãos públicos. Por isso é importante compreender a percepção e o conhecimento da população sobre espécies invasoras, e, também, incentivar ações de Educação Ambiental e sensibilização sobre o tema.

Exemplos de introduções intencionais pelos órgãos públicos, são os conjuntos de espécies utilizadas nas arborizações urbanas das cidades. Muitas cidades amazônicas enfrentam o que está sendo descrito como o "paradoxo da arborização urbana", verificado na predominância de espécies exóticas plantadas nas ruas dessas cidades, em contraposição ao uso das espécies nativas, tão abundantes em diversidade na Amazônia (SOARES et al., 2021). A jaca (*Artocarpus heterophyllus*) é uma espécie bastante cultivada pelos habitantes das cidades em seus quintais. Esses quintais em proximidade à áreas ruderais, podem ser fontes de disseminação da jaqueira, pois a mesma costuma se adaptar bem tanto às condições de alta insolação, quanto aos sub-bosques (OLIVEIRA, 2018).

Nessas áreas ruderais, de terrenos baldios, o estrato herbáceo é geralmente dominado por gramíneas exóticas. Apesar dos primeiros lotes de bovinos chegarem ao Brasil no Século XV, somente a partir do Século XIX as gramíneas exóticas, todas africanas, começaram a ser amplamente introduzidas no Brasil para formação de pastos direcionados à produção pecuária (DIAS-FILHO, 2016). A principal vantagem que os pecuaristas buscavam nas gramíneas exóticas era sua capacidade de resistir à seca, vantagem essa que também possibilitou que a maioria das espécies introduzidas se espalhasse de forma invasiva pelo país, competindo e substituindo as espécies nativas (MICHELAN et al., 2018), e mesmo muitas vezes impedindo ou dificultando a regeneração natural das paisagens nativas (FERREIRA et al., 2016). A resistência à dessecação é a principal característica apontada como fator para o sucesso de espécies deste grupo, frente às espécies nativas (LEAL et al., 2022).

Ocorrem em Cruzeiro do Sul 13 espécies de Poaceae, exóticas ao Brasil, sendo que duas aparecem em listas de espécies invasoras (Tabela 1): *Megathyrsus maximus* e *Brachiaria decumbens*. *M. maximus* (sin.: *Panicum maximum*), capim africano, chamado no Brasil de capim-colonião, é citado como de alto risco de invasão em áreas de conservação e de alta prioridade nas ações de controle (ZILLER et al., 2020). Como muitas espécies de uso econômico que também são consideradas invasoras, *M. maximus* está no meio de um dilema, por ter alto valor econômico e, ao mesmo tempo, ser altamente invasiva, expõe as complexas cadeias de decisão e de manejo que perpassam as ações de mitigação, controle ou erradicação de espécies invasoras (SOTI; THOMAS, 2022).

Heliconia psittacorum é nativa do Brasil (BRAGA, 2020), e é amplamente cultivada em quintais e jardins particulares, entretanto, a espécie tem facilidade para escapar de situações de cultivo, tornando-se agressiva invasora como verificado em outros locais onde a espécie não é nativa (SANYAOLU et al., 2020). A mamona, *Ricinus communis* (Figura 2a), nativa do continente africano, ocorre como invasora em todos os biomas brasileiros e é reconhecidamente uma espécie que compete em espaço com as espécies nativas, impactando negativamente a diversidade dessas espécies nas áreas onde ela invade (SILVA; FABRICANTE, 2022).

Bryophyllum pinnatum (Figura 2b) é exemplo de típica planta de jardim, utilizada também para fins medicinais, que devido ao seu intenso crescimento, proliferação assexuada e resistência à dessecação, é descartada inadvertidamente pelos moradores das cidades, no lixo ou nos terrenos baldios, possibilitando que a espécie se espalhe em áreas degradadas.

Outro exemplo de escape de jardins é o da *Tradescantia zebrina* (Figura 2c), originária da América Central, a espécie pode ser observada na borda de alguns fragmentos florestais de Cruzeiro do Sul, repetindo o que já foi observado da invasão da espécie em outras localidades, onde a mesma tem melhor desempenho na borda do que no interior da floresta (CASTRO; LUZ; PERES, 2022). Esta espécie também mostra atividade alelopática em experimentos (MOURA et al., 2018). Embora apresente prioridade intermediária para controle de invasão em áreas protegidas, é classificada como de alto risco invasor e é amplamente distribuída no país (ZILLER et al., 2020).

Outro exemplo de introdução intencional é o da espécie *Neustanthus phaseoloides* (sin.: *Pueraria phaseoloides*) (Figura 2d), que chegou ao Acre para servir de forragem no início da década de 80 (VALENTIM et al., 1984). Desde então a espécie pode ser observada crescendo espontaneamente em diversos municípios acreanos (LIESENFELD obs. pessoal),

e, em Cruzeiro do Sul foi a espécie mais frequente nos pontos de amostragem. A espécie tem hábito cipó, prostrado ou trepador, cobrindo a vegetação nativa por extensas áreas, visivelmente impedindo ou dificultando a regeneração de outras espécies. O quanto este impacto é nocivo às espécies nativas ainda precisa ser melhor investigado, porém, evidências apontam atividade alelopática para a espécie (SAUD, 2021).

O processo de escape dos cultivos particulares adicionou a espécie *Hedychium coronarium* (Figura 2e), nativa da região do Himalaia, às listas de espécies invasoras de diversos países (GBIF, 2021), e foi classificada no Brasil como de alto risco de invasão em Unidades de Conservação (ZILLER et al., 2020). A proximidade dos corpos d'água das zonas urbanas e a reprodução assexuada por meio de rizomas, que se espalham facilmente ao longo das áreas úmidas, são fatores que impulsionam os processos de invasão da espécie (BELLINI; BECKER, 2021). A toxicidade constatada nos rizomas da espécie *H. coronarium* é letal à diversas algas, o que pode interferir na dinâmica das cadeias tróficas de ecossistemas ripários (COSTA et al., 2021). Outro estudo mostrou que a espécie pode impactar negativamente a distribuição das assembleias de aranhas em áreas de floresta (PUPIN; MENDES, 2022).

Capacidade aleloquímica é, portanto, característica reiteradamente citada para diversas plantas invasoras. *Tithonia diversifolia* e *Asystasia gangetica* (Figura 2f) são espécies que causam prejuízo ao invadir culturas econômicas, e também possuem efeito alelopático na competição por espaço, efeito que pode explicar seu sucesso invasivo. A exemplo de *T. diversifolia*, nativa da América Central, que por meio de produção de substâncias fitoquímicas inibe a germinação e o crescimento de outras espécies vizinhas (KATO-NOGUCHI, 2020). É importante que estudos que investiguem o impacto de substâncias alelopáticas nas estratégias de invasão pelas espécies exóticas, possam ser realizados localmente.

Algumas espécies citadas como invasoras nas listas consultadas não foram registradas crescendo espontaneamente nas áreas amostradas, mas de fato ocorrem em Cruzeiro do Sul (LIESENFELD, obs. pessoal): *Agave americana* (Agavaceae), *Cordyline fruticosa* (Asparagaceae), *Artocarpus altilis* (Moraceae), *Syzygium malaccense*, *Syzygium cumini* (Myrtaceae), e *Tecoma stans* (Bignoniaceae) são muito plantadas nos jardins e quintais do município, mas aparentemente ainda não produziram suficientes descendentes para serem notadas como invasoras, ou ainda não encontraram o nicho favorável para o seu desenvolvimento e disseminação. São espécies que também devem ser monitoradas de formas a detectar precocemente os riscos de invasão.

Devido às dinâmicas próprias do deslocamento humano, traços culturais e por vezes, interesses econômicos, novas espécies exóticas podem passar a ocorrer no município, sendo que algumas podem passar a ser invasoras. É, portanto, necessária a constante atualização da lista aqui apresentada, bem como estudos posteriores de manejo e monitoramento. Manejar estas espécies objetiva mitigar potenciais efeitos negativos das invasões, e controlar níveis de invasão, utilizando-se de estratégias de conservação da biodiversidade, numa abordagem multidisciplinar e integrada. Reconhecendo o potencial invasor de cada espécie exótica, pode-se previamente exercer o monitoramento, manejo e controle, considerando o melhor custo-benefício das técnicas aplicadas (DECHOUM; ZILLER, 2013).

Por fim, o manejo de espécies invasoras é complexo, mas um componente essencial na conservação da biodiversidade e da gestão ambiental para futuros sustentáveis, pois, apesar de uma ligação bem estabelecida entre invasões e atividades humanas, a dimensão social do manejo de espécies invasoras é menos explorada em comparação aos aspectos ecológicos. Destaca-se assim a necessidade de uma abordagem multidisciplinar para compreender as questões ambientais, inter-relacionadas com as dimensões humanas e em seus diferentes aspectos (SHRESTHA et al., 2019).

3. CONCLUSÃO

- Detectamos precocemente o risco de invasão das espécies *Ricinus communis*, *Tradescantia zebrina*, *Tithonia diversifolia* e *Hedychium coronarium*, que devem ser monitoradas para acompanhar os processos de invasão.
- O kudzu-tropical, *Neustanthus phaseoloides*, já pode ser considerado como invasora no município. Seu processo de invasão precisa ser acompanhado e melhor estudado, como subsídio para posteriores ações de manejo de controle populacional.
- Mais estudos sobre ocorrência, frequência, impactos e riscos de invasão por espécies vegetais exóticas devem ser desenvolvidos no oeste do Acre, região relativamente bem conservada e que pode ser considerada como última fronteira para chegada de muitas dessas espécies.

4. REFERÊNCIAS

- ACRE. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000): Documento Síntese**. Rio Branco, 2000.
- ADELINO, J.R.P.; HERINGER, G.; DIAGNE, C.A.; COURCHAMP, F. The economic costs of biological invasions in Brazil: a first assessment. **NeoBiota**, v. 67, p. 349, 2021.
- BELLINI, G.; BECKER, F.G.; Riparian degradation, stream position in watershed, and proximity to towns facilitate invasion by *Hedychium coronarium*. **Aquatic Invasions**, v. 16, n. 1, 2021.
- BIONDI, D.; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas Invasoras Encontradas Na Área Urbana De Curitiba (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, p. 129–144, 2014.
- BRAGA, J.M.A. **Heliconiaceae in Flora do Brasil 2020. Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em <<https://floradobrasil2020.jbrj.gov.br/FB7962>>, Acesso em 8/04/2022.
- CADOTTE, M.W.; YASUI, S.L.E.; LIVINGSTONE, S.; MACLVOR, J.S. Are urban systems beneficial, detrimental, or indifferent for biological invasion? **Biological Invasions**, v. 19, n. 12, p. 3489-3503, 2017.
- CASTRO, W.A.; LUZ, R.C.; PERES, C.K. Sazonalidade e efeito de borda florestal como direcionadores da invasão de *Tradescantia zebrina* Hort. ex Bosse na Mata Atlântica. **Brazilian Journal of Biology**, v. 82, p. e238403, 2022.
- DAVIES, H. Delivery of ecosystem services by urban. **Forestry Commission research**. Project. Edinburgh: Forestry Commission. 28p, 2017.
- COSTA, R.O.; VIEIRA, B.H.; ESPÍNDOLA, E.L.G.; RIBEIRO, A.I.; FERRO, J.L.R.; FERNANDES, J.B. et al. Toxicity of rhizomes of the invasive *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae) on aquatic species. **Biological Invasions**, v. 23, n. 7, p. 2221-2231, 2021.
- DALY, D. C.; SILVEIRA, M. **Primeiro catálogo da flora do Acre , Brasil / First catalogue of the flora of Acre , Brazil**. 1ª ed, Editora da Universidade Federal do Acre, 2008.
- DECHOUM, M.; ZILLER, S.R. Métodos para controle de plantas exóticas invasoras. **Biotemas**, v. 26, n. 1, p. 69-77, 2013.
- DIAS-FILHO, M.B. **Uso de pastagens para a produção de bovinos de corte no Brasil: passado, presente e futuro**. Embrapa Amazônia Oriental-Documentos (INFOTECA-E), 2016.
- FERREIRA, L.V.; PAROLIN, P.; MATOS, D.C.L.; CUNHA, D.A.; CHAVES, P.P; NECKEL, S.O. The effect of exotic grass *Urochloa decumbens* (Stapf) RD Webster (Poaceae) in the reduction of species richness and change of floristic composition of natural regeneration in the Floresta Nacional de Carajás, Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 88, p. 589-597, 2016.
- GBIF - GLOBAL BIODIVERSITY INFORMATION FACILITY. ***Hedychium coronarium* J.Koenig in GBIF Secretariat (2021)**. Disponível em <<https://doi.org/10.15468/39omei>>, acessado em 08/04/2022.

IBAMA - INSTITUTO BRASILEIRO DO MEIO AMBIENTE E DOS RECURSOS NATURAIS RENOVÁVEIS. **Sobre espécies exóticas invasoras.** Disponível em <<http://www.ibama.gov.br/especies-exoticas-invasoras/sobre-as-especies-exoticas-invasoras>>. Acesso em 30/03/2022.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades@, agregador de informações sobre os municípios e estados do Brasil.** Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/>>, acesso em 21/03/2022.

KATO-NOGUCHI, H. Involvement of Allelopathy in the Invasive Potential of *Tithonia diversifolia*. **Plants**, v. 9, n. 6, p. 766, 2020.

LEAL, R.P.; SILVEIRA, M.J.; PETSCH, D.K.; MORMUL, R.P.; TOMAZ, S.M. The success of an invasive Poaceae explained by drought resilience but not by higher competitive ability. **Environmental and Experimental Botany**, v. 194, p. 104717, 2022.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S.; POORTER, M. 100 of the world's worst invasive alien species - a selection from the Global Invasive Species Database. **Invasive Species Specialist Group. World Conservation Union (IUCN)**, v. 11, n. 5, p. 6, 2004.

MEDEIROS, H.; OBERMULLER, F.A.; DALY, D.; SILVEIRA, M.; CASTRO, W.; FORZZA, R.C. Botanical advances in Southwestern Amazonia: The flora of Acre (Brazil) five years after the first Catalogue. **Phytotaxa**, v. 177, n. 2, p. 101-117, 2014.

MICHELAN, T.S.; THOMAZ, S.M.; BANDO, F.M.; BINI, L.M. Competitive effects hinder the recolonization of native species in environments densely occupied by one invasive exotic species. **Frontiers in plant science**, p. 1261, 2018.

MOURA, D.R.; ARAUJO, E.C.G.; SILVA, T.C.; LEÃO, S.L.M.; LIMA, T.V. Efeitos alelopáticos de extratos de *Tradescantia zebrina* na germinação de *Lactuca sativa*. **Revista Ecologia e Nutrição Florestal**, v. 6, n. 2, p.45, 2018.

OBERMULLER, F.A.; FREITAS, L.; DALY, D.C.; SILVEIRA, M. Patterns of diversity and gaps in vascular (hemi-) epiphyte flora of Southwestern Amazonia. **Phytotaxa**, v. 166, n. 4, p. 259-272, 2014.

OLIVEIRA, A.E.S.; PEREIRA, D.G. Erradicação de espécies exóticas invasoras: múltiplas visões da realidade brasileira. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 21, 2010.

OLIVEIRA, G. Human occupation explains species invasion better than biotic stability: evaluating *Artocarpus heterophyllus* Lam. (Moraceae; jackfruit) invasion in the Neotropics. **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 3, p. 465-474, 2018.

PUPIN, G.B.; MENDES, Z.R. Impact of *Hedychium coronarium* J. König (Zingiberaceae) on the assembly of spiders in the Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, São Paulo State, Brazil. **In SciELO Preprints**, 2020.

RICCIARDI, A. Are modern biological invasions an unprecedented form of global change?. **Conservation Biology**, v. 21, n. 2, p. 329-336, 2007.

ROSSI, C.B. Gargalos institucionais nas políticas públicas brasileiras de combate às invasões biológicas de espécies exóticas: um estudo a partir da dimensão jurídico-institucional das políticas vigentes na união e nos estados. **I Simpósio Acreano de Espécies Exóticas Invasoras**, 2019.

RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P.; CARLTON, J.T. **A compedium of essential concepts and terminology in invasion ecology**. In: RICHARDSON, D.M.; PYSEK, P. Fifty years of invasion ecology - the legacy of Charles Elton. Wiley-Blackwell, 2008.

SANYAOLU, V.T.; AWODOYIN, R.O.; AYODELE, A.E.; OGUNYEMI, S. Escapee ornamental plants: effect on species diversity in the adjoining vegetation of the parks and gardens, University of Lagos, Nigeria. **Journal of Medicine, Science and Technology**, v. 8, n. 1, p. 30-53, 2020.

SAUD, F.M. **Allelopathic activity of *Pueraria phaseoloides* (Roxb.) Benth. on seed germination and seedling growth of *Vigna unguiculata* (L.) Walp.** (Dissertação) Mestrado em Botânica. University of Calicut, 2021.

SEEBENS, H.; BACHER, S.; BLACKBURN, T.M.; CAPINHA, C.; DAWSON, W.; DULLINGER, S. *et al.* Projecting the continental accumulation of alien species through to 2050. **Global Change Biology**, v. 27, n. 5, p. 970-982, 2021.

SEEBENS, H.; BLACKBURN, T.M.; DYER, E.E.; GENOVESI, P.; HULME, P.E.; JESCHKE, J.M. *et al.* No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2017.

SHRESTHA, B.B.; SHRESTHA, U.B.; SHARMA, K.P.; THAPA-PARAJULI, R.B.; DEVKOTA, A.; SIWAKOTI, M. Community perception and prioritization of invasive alien plants in Chitwan-Annapurna Landscape, Nepal. **Journal of environmental management**, v. 229, p. 38-47, 2019.

SILVA, F.O.; FABRICANTE, J.R. Impacts of the biological invasion by *Ricinus communis* L. on the native biota of the Atlantic Forest, Aracaju, Sergipe State, Brazil. **Acta Scientiarum. Biological Sciences**, v. 44, p. e52771-e52771, 2021.

SIMBERLOFF, D.; MARTIN, J.; GENOVESI, P.; MARIS, V.; WARDLE, D.A.; ARONSON, J. *et al.* Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. **Trends in ecology & evolution**, v. 28, n. 1, p. 58-66, 2013.

SOARES, A.C.S.; SANTOS, R.O.; SOARES, R.N.; CANTUARIA, P.C.; LIMA, R.B.; SILVA, B.M.S. Paradox of afforestation in cities in the Brazilian Amazon: An understanding of the composition and floristic similarity of these urban green spaces. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 66, p. 127374, 2021.

SOTI, P.; THOMAS, V. Review of the invasive forage Grass, Guinea grass (*Megathyrsus maximus*): Ecology and potential impacts in arid and semi-arid regions. **Weed Research**, v. 62, n. 1, p. 68-74, 2022.

SOUZA, M.; SILVEIRA, M.; LOPES, M.R.; VIEIRA, L.; GUILHERME, E.; CALOURO, A.M. *et al.* A Biodiversidade no Estado do Acre: Conhecimento Atual, Conservação e Perspectivas. **T & C Amazônia**, v. 1, n. April, p. 45-56, 2003.

VALENTIM, J.F.; COSTA, A.L.; SILVA, C.S.; KOURI, J. Utilização de puerária na alimentação de bovinos. **Embrapa Comunicado Técnico**, n. 34, p. 1-5, 1984.

ZALBA, S.M.; ZILLER, S.R. Propostas de ação para prevenção e controle de espécies exóticas invasoras. **Natureza & Conservação**, v. 5, p. 8-15, 2007.

ZALBA, S.M. Controle de espécies exóticas invasoras em áreas protegidas naturais: aprender fazendo. **Cadernos de Mata Ciliar**, v. 3, 2010.

ZENNI, R.D.; MCDERMOTT, S.; GARCÍA-BERTHOU, E.; ESSL, F. The economic costs of biological invasions around the world. **NeoBiota**, v. 67, p. 1, 2021.

ZILLER, S.R. Espécies exóticas da flora invasoras em Unidades de Conservação. Unidades de Conservação: ações para valorização da biodiversidade. **Instituto Ambiental do Paraná**, Curitiba, p. 34-52, 2006.

ZILLER, S.R. Os processos de degradação ambiental originados por plantas exóticas invasoras. **Ciência Hoje**, v. 30, n. 178, p. 77-79, 2001.

ZILLER, S.R.; DECHOUM, M.S.; SILVEIRA, R.A.D.; ROSA, H.M.; MOTTA, M.S.; SILVA, L.F. et al. A priority-setting scheme for the management of invasive non-native species in protected areas. **NeoBiota**, v. 62, p. 591, 2020.

ANÁLISE DA INFLUÊNCIA DOS ASPECTOS SOCIAIS NA PERCEPÇÃO DA POPULAÇÃO SOBRE A ARBORIZAÇÃO URBANA EM CRUZEIRO DO SUL-ACRE

Elaine Samira Ribeiro de Araújo¹, Glória da Silva Almeida Leal¹, Leandra Bordignon¹ e Jorcely Gonçalves Barroso¹

1. Universidade Federal do Acre, Centro Multidisciplinar (CMULTI), *Campus Floresta*, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

Entende-se por percepção o ato, efeito ou faculdade de perceber, adquirir conhecimento, mediante algo através dos sentidos. O objetivo deste trabalho foi avaliar o grau de conscientização dos moradores de Cruzeiro do Sul/AC em relação à arborização urbana, por meio do estudo de percepção ambiental. Para tanto, foram realizadas entrevistas semi estruturadas com 322 moradores de nove bairros da cidade, entre os meses de outubro a dezembro do ano de 2017. O grau de conscientização ambiental (GC) dos moradores foi mensurado por meio de uma escala do tipo Likert. A escala varia de zero- quando não há conscientização; a quatro - quando os moradores são conscientes quanto à arborização urbana. Foi observado que a população tem poucos traços de conscientização em relação à arborização urbana da cidade (GC = 2,17). Não foi observado diferença quanto ao grau de conscientização entre as pessoas do gênero masculino (GC = 2,87) em relação aos entrevistados do gênero feminino (2,80). Os adultos têm maior consciência ambiental (GC = 3,98) que os jovens (GC = 1,51) e os idosos (GC = 0,89). Tais resultados evidenciam a importância da educação ambiental para a valorização do meio ambiente, e a falta de um plano de arborização eficaz por parte dos órgãos responsáveis.

Palavras-chave: Grau de conscientização, Perfil social e Educação ambiental.

ABSTRACT

Perception is understood as the act, effect or faculty of perceiving, acquiring knowledge by means of something through the senses. The objective of this work was to evaluate the degree of awareness of residents of Cruzeiro do Sul/AC in relation to urban forestry, through the study of environmental perception. To this end, semi-structured interviews were conducted with 322 residents of nine neighborhoods of the city, between the months of October to December of the year 2017. The degree of environmental awareness (GC) of the residents was measured by means of a Likert-type scale. The scale ranges from zero-when there is no awareness; to four-when residents are aware of urban afforestation. It was observed that the population has

few traces of awareness regarding urban forestry in the city (GC = 2.17). No difference was observed regarding the degree of awareness among the male gender (GC = 2.87) compared to the female respondents (2.80). Adults have greater environmental awareness (GC = 3.98) than young people (GC = 1.51) and the elderly (GC = 0.89). Such results highlight the importance of environmental education for the appreciation of the environment, and the lack of an effective tree-planting plan by the responsible agencies.

Keywords: Level of awareness, Social profile and Environmental education.

1. INTRODUÇÃO

A percepção ambiental é definida como o ato de entender o ambiente em que se está inserido, aprendendo a proteger e a cuidar do mesmo (FERNANDES et al., 2004). Entretanto, a falta de conhecimento e conscientização das populações tem sido um grande empecilho na valorização do meio ambiente, em especial da arborização urbana, influenciando a paisagem de uma cidade (GONÇALVES et al., 2018) e por consequência, a qualidade de vida de seus moradores (GONÇALVES; PAIVA; SILVA, 2007). Portanto, o estudo da percepção da arborização é importante para que possamos compreender melhor as inter-relações entre o homem e o ambiente (FREITAS; RIBEIRO, 2007).

As populações urbanas continuam a crescer, ainda no ano de 2014, 50% da população mundial vivia em áreas urbanas (DESA, 2015), tornando o processo de urbanização, um dos principais causadores da degradação local (ver GOPAL; NAGENDRA; NAGENDRA, 2015), levando a um aumento na pressão, e também na necessidade de espaços verdes. Assim, é necessário que a arborização - caracterizada por toda área verde localizada dentro do âmbito urbano (GONÇALVES; PAIVA; SILVA, 2007), atue como paisagens multifuncionais que melhorem a qualidade do ar, mitiguem o escoamento das águas pluviais, capturem carbono, melhorem a biodiversidade nativa e promovam a recreação (OLDFIELD, 2013).

No entanto, muitos são os problemas causados do confronto de árvores inadequadas com equipamentos urbanos, como fiações elétricas, encanamentos, calhas, calçamentos, muros, postes de iluminação, acarretados pelo manejo inadequado e prejudicial às árvores (GONÇALVES; PAIVA; SILVA, 2007). Por consequência, isso acaba trazendo uma percepção de que a arborização cause transtornos ao meio urbano (MARTELLI; JUNIOR, 2010).

Segundo Ribeiro (2009), não basta somente o trabalho e esforço por parte do poder público, faz-se necessário que a população compreenda o seu papel diante do meio

ambiente. Portanto, é preciso que a população perceba a importância da escolha adequada da espécie e o manejo da a ser plantada, para que de fato, ocorra a melhoria na qualidade de vida da população (MARTELLI; JUNIOR, 2010).

As informações levantadas em cidades do Acre estão relacionadas apenas à avaliação quali-quantitativa de ruas, avenidas e quintais (ver OLIVEIRA et al., 2009; OLIVEIRA; JESUS, 2011; FARIAS, 2013), não havendo informações disponíveis quanto à percepção da população para a região. A falta de informações dificulta o desenvolvimento de ações positivas, voltadas às falhas no conhecimento sobre a importância de se preservar o meio ambiente (MELAZO, 2005), resultando em pouco empenho das pessoas em preservá-lo (FREITAS; RIBEIRO, 2007) e maior necessidade de fiscalizações (CECCHETTO et al., 2014).

Dessa forma, levando em consideração a importância do uso da percepção da comunidade como uma ferramenta de apoio à gestão do meio ambiente (RODRIGUES et al., 2012), esse estudo teve como objetivo avaliar o grau de conscientização dos moradores de Cruzeiro do Sul/AC com relação à arborização urbana, por meio da percepção ambiental.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo é composta por nove bairros localizados no perímetro urbano da cidade de Cruzeiro do Sul, no estado do Acre (7° 39' 54" S, 72° 39' 1"O), com tamanho aproximado de 38,22 km² (CRUZEIRO DO SUL (AC), 2022) e população estimada em 89,760 pessoas (IBGE, 2021). O município limita-se ao norte com o estado do Amazonas ao sul com o município de Porto Walter; ao leste com o município de Tarauacá e a oeste com os municípios de Mâncio Lima, Rodrigues Alves e com a República do Peru.

O clima da região é caracterizado por altas temperaturas e elevados índices pluviométricos, com a média anual de 2.171,3 mm; apresentando um período chuvoso que se estende durante os meses de novembro a abril e, um período de estiagem durante os meses de maio a outubro, com temperatura média anual de 24,5°C; com temperatura máxima média em torno de 32°C e mínima oscilando entre 17,4°C a 20,4°C (ACRE, 2007).

2.2. DELINEAMENTO DA PESQUISA

Para a realização deste estudo, foi aplicado um questionário (adaptado de CASTRO; DIAS, 2013; LINS NETO et al., 2016) contendo nove questões. O perfil do entrevistado foi descrito nas questões de um a quatro, sendo analisados a idade, escolaridade, ocupação e gênero. O grau de conscientização ambiental - relativo à qualidade da arborização urbana nas ruas e avenidas da cidade, foi mensurado com base nas questões de cinco a oito. Enquanto que a questão de nove serve para analisar a percepção dos entrevistados quanto a ações individuais (BERTOLINI; POSSAMAI, 2005).

Foram entrevistadas 322 pessoas, entre homens e mulheres maiores de 18 anos. Para verificar a importância fator idade, na percepção ambiental, as respostas foram sistematizadas e separadas conforme as classes de idade: (1) jovens – indivíduos com idade entre 18 a 24 anos; (2) adultos – indivíduos com idade entre 25 a 59 anos e (3) idosos – pessoas com idade superior a 60 anos.

A escolha dos bairros foi feita aleatoriamente, sendo sorteados nove bairros de um total de trinta e seis existentes (Tabela 1). Dentro do perímetro do bairro, todas as ruas foram amostradas, e a seleção das casas foi feita sistematicamente - sorteio aleatório da primeira casa e as demais foram selecionadas com intervalo de três unidades. A entrevista foi realizada somente com um participante por residência, entre os meses de outubro a dezembro do ano de 2017.

Tabela 1. Frequência de entrevistas por bairros localizados no perímetro urbano na cidade de Cruzeiro do Sul - Acre.

Bairros	Total de entrevistas
Cohab	50
São Salvador	21
João Alves	50
Centro	15
Alumínio	47
Copacabana	59
Universitário	18
Baixa	24
Mâncio Lima	38
Total	322

2.3. GRAU DE CONSCIENTIZAÇÃO (GC)

O método utilizado para mensurar o grau de conscientização ambiental, foi baseado em escalas do tipo Likert, utilizados por Bertolini e Possamai (2005); Zaccari e Oliveira (2013). Essa escala nos permite estabelecer um grau de conformidade entre as respostas dos entrevistados, ao invés das mesmas centrarem entre o sim/não, sendo útil em situações em que o entrevistado possa expressar com maior detalhe sua opinião (COSTA; SILVA JÚNIOR, 2014).

A escala possui diversos níveis para se trabalhar, ficando assim a critério do pesquisador. Nesta pesquisa foi aplicado o nível de quatro pontos, isto é, cada pergunta teve quatro alternativas de resposta: (1) ótimo; (2) bom; (3) regular e (4) ruim. Para cada nível de resposta, foi dado um peso diferente, sendo: ótimo = 4 pontos; bom = 3 pontos; regular = 2 pontos; e ruim = 1 ponto.

A elaboração do cálculo para determinar o grau de conscientização (GC) dos moradores entrevistados, baseou-se na tabulação das respostas das questões de cinco a oito, multiplicando a quantidade de vezes de cada resposta (a) pelos respectivos pontos (b), somando todos os resultados (c) e, por último, dividindo o resultado obtido pela quantidade de questões (d). Obtém-se, com esses cálculos, um valor (e), que servirá para classificar os moradores (Figura 1).

(A) N.º RESPOSTAS	(B) PONTUAÇÃO	(A X B) RESULTADO
A	4	
B	3	
C	2	
D	1	
(c) Soma dos resultados		
(d) N.º de questões		
$(e = c / d)$ Resultado		

Figura 1. Alocação de pesos e elaboração do cálculo do grau de conscientização.
Fonte: Bertolini e Possamai (2005).

A interpretação dos resultados é que: valores entre 4 e 3,5, o entrevistado é considerado consciente em relação a arborização urbana; se for entre 3,5 a 2,5, apresenta potenciais traços de consciência; entre 2,5 e 1,5 significa que ele possui poucos traços de consciência; e se for entre 1,5 a 1, considera-se o entrevistado como não possuidor de consciência ambiental diante da arborização da cidade (Tabela 2).

Tabela 2. Interpretação dos resultados dos cálculos para determinar o grau de conscientização sobre a arborização urbana dos moradores da cidade de Cruzeiro do Sul - Acre.

Valores	Interpretação
4 a 3,5	Consciente em relação a arborização urbana
3,5 a 2,5	Potenciais traços de conscientização
2,5 a 1,5	Poucos traços de conscientização
1,5 a 1	Não possui conscientização, em relação a arborização urbana

Fonte: Bertolini e Possamai (2005).

2.3. ANÁLISE DOS DADOS

Após a coleta de dados, as informações foram tabuladas e avaliadas em planilhas de dados do programa Microsoft Excel – 2010, e foram feitas análises descritivas, por meio de tabelas e gráficos.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. PERFIL DOS ENTREVISTADOS

Entre os 322 entrevistados, 56% são do sexo feminino e 44% são do sexo masculino. A maior frequência de idade ocorreu na faixa etária entre 25 a 59 anos (62%), seguida do intervalo de 18 a 24 anos (24%), e acima de 60 anos (14%). Em relação à ocupação, 57% dos entrevistados se declararam autônomos (vendedores, domésticas, costureiras, trabalhadores rural, pedreiros, cuidadores de idosos, soldadores, eletricitas, atendentes, carpinteiros, balconistas), e apenas 5% são trabalhadores liberais (advogado (a)s, médico (a), assistente social, assistente educacional, corretor (a) de imóveis, gerentes de loja, técnico (a)s de enfermagem, empresários, instrutor de auto-escola). Quanto ao grau de escolaridade, a maior parte dos entrevistados possuía do ensino médio completo até o ensino superior incompleto (48%), e apenas 15% dos entrevistados possuíam ensino superior completo.

3.2. GRAU DE CONSCIENTIZAÇÃO DOS MORADORES DE CRUZEIRO DO SUL-ACRE EM RELAÇÃO À ARBORIZAÇÃO URBANA

O grau de conscientização dos moradores, em relação a arborização urbana, é considerado “baixo” (grau de conscientização (GC) = 2,17; Tabela 3), com poucos traços de conscientização.

Tabela 3. Grau de conscientização (GC) da arborização urbana dos residentes da cidade de Cruzeiro do Sul.

Respostas	Questão 5	Questão 6	Questão 7	Questão 8	Total	Peso	GC
							(Peso x total)/soma
A	1	101	75	0	177	4	0,55
B	40	95	150	17	302	3	0,7
C	122	84	47	117	370	2	0,57
D	159	42	50	188	439	1	0,34
Soma					1288	Grau	2,17

Para as respostas A,B, C e D lê-se “ótimo”, “bom”, “regular”, e “ruim” respectivamente, em associação as perguntas equivalentes ao grau de consciência mostrando a frequência das respostas para cada questão. (**Questão 5:** Como você classificaria a arborização da sua rua?; **Questão 6:** Opinião sobre a arborização das praças e avenidas; **Questão 7:** Opinião sobre a quantidade de árvores existentes nas ruas; **Questão 8:** Aspectos fitossanitários da arborização da sua rua).

Esses resultados estão de acordo com os observados por Maia et al. (2017), para o bairro Fonte Nova, na cidade de Tefé (Amazonas), onde 77,5% dos entrevistados não têm conhecimento aprofundado do conceito de "arborização urbana". Já Lima Neto et al. (2014), observaram que a maioria dos alunos do ensino técnico de uma escola na cidade de Guarujá, São Paulo, reconhece a importância da consciência ambiental e do compromisso com a conservação do ambiente (GC = 3,7). Do mesmo modo em Santa Helena, na Paraíba, onde a maior parte da população tem consciência da importância da arborização da cidade, e reconhece os serviços ecossistêmicos decorrentes, estando solícita a contribuir na manutenção (NOVAIS et al., 2017).

Das quatro perguntas feitas, a que recebeu mais respostas positivas foi a pergunta relacionada a arborização das praças e avenidas (Tabela 3). Enquanto que a presença e o aspecto fitossanitário das árvores presentes na rua do entrevistado, recebeu o maior número de respostas negativas. Esses resultados, mostram um comportamento anti-ambiente, evidenciam que a população considera que o local adequado para as árvores são praças e

avenidas, e não na rua onde moram. Esse comportamento pode ter sido causado pela vivência de problemas gerado pela presença de espécies de árvores inadequadas em relação aos equipamentos urbanos, como fiações elétricas, encanamentos, calhas, calçamentos, muros, postes de iluminação, gerando na população a percepção de que a arborização é uma falha para o meio urbano (ver MARTELLI; JUNIOR, 2010).

Maia et al. (2017), afirmam que mesmo com baixa percepção sobre a arborização urbana, quando o tema é esclarecido, a maioria da população reconhecesse as vantagens e desvantagens sobre a arborização. Principalmente quanto aos benefícios da arborização são relacionados à melhoria do microclima, evidenciando a importância da educação ambiental (FERREIRA; AMADOR, 2013).

3.3. GRAU DE CONSCIENTIZAÇÃO PARA CADA PERFIL DOS ENTREVISTADOS

Não foi observado diferença quanto ao grau de conscientização entre as pessoas do sexo masculino (grau de conscientização (GC) = 2,87) em relação aos entrevistados do sexo feminino (GC = 2,80; Figura 2A). Em relação à faixa etária dos moradores, foi observado que o grau de consciência dos idosos foi menor (GC = 0,89) em relação aos jovens (GC = 1,51) e adultos (GC = 3,98; Figura 2B).

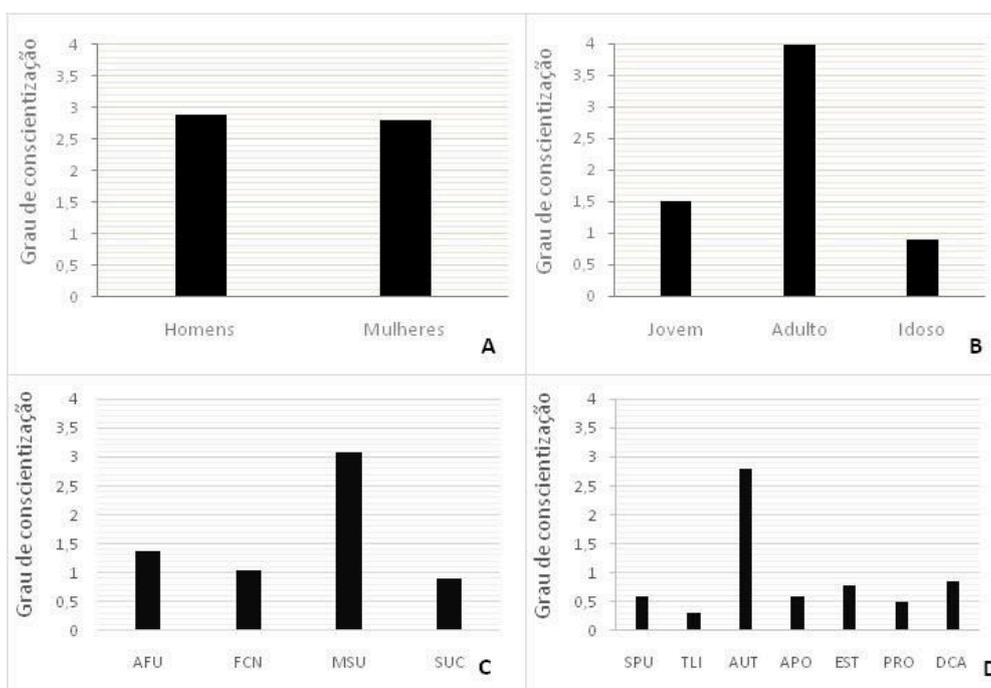


Figura 2. Grau de conscientização em relação à arborização urbana em Cruzeiro do Sul-AC, de acordo com o perfil dos entrevistados.

(a) grau de conscientização dos residentes por gênero (homens e mulheres). (b) grau de conscientização dos residentes por faixa etária (jovem – 18 a 24 anos; adulto – 25 a 59 anos; idoso – 60 anos em diante). (c)

grau de conscientização dos residentes por escolaridade (analfabetos ou fundamental incompleto – AFU; fundamental completo ou ensino médio incompleto – FCN; ensino médio completo ou superior incompleto – MSU; superior completo – SUC). (d) grau de conscientização dos residentes por ocupação (servidor público – SPU; trabalhador liberal – TLI; autônomos – AUT; aposentados e pensionistas – APO; estudantes – EST; professores – PRO; dono (a) de casa – DCA).

Esses resultados diferiram do esperado. Como a relação com a natureza influencia na percepção ambiental do indivíduo, de forma que o maior contato com a natureza, resulta em uma melhor percepção das questões ambientais (BRAGA et al., 2018), esperava-se que as mulheres, que culturalmente estão associadas a atividades relacionadas a plantio e colheita de alimentos, tivessem um maior grau de conscientização. Assim como os idosos, que por residirem em uma cidade pequena, no interior da floresta amazônica, e, portanto, acompanharam as transformações na paisagem, fossem ter maior grau de conscientização ambiental.

Resultados similares foram observados por Silva et al. (2015), sendo que o fator idade influenciou a percepção ambiental da população residente na microbacia do córrego do Mineirinho, Município de São Carlos-SP, onde pessoas com mais de 55 anos, apresentaram menor percepção ambiental em relação as pessoas com menos de 45 anos; enquanto não foram constatados evidências da percepção ambiental associado ao aspecto social referente ao fator sexo.

O fato dos jovens e adultos terem maior conscientização ambiental, pode está relacionado a educação ambiental. Esse publico é, frequentemente, alvo de campanhas educativas destinadas à educação ambientais, e por consequência, a arborização urbana. Porém, isso não significa que os idosos não tenham qualquer grau de conscientização quanto à arborização, mas que sua percepção pode estar ligada a interesses diferentes, como por exemplo, a valorização de espécies frutíferas a fim de oferecer a essas pessoas benefícios considerados de maior valor, sem a percepção de que essas espécies são inadequadas a arborização de praças, ruas e avenidas.

O grau de consciência, conforme a escolaridade dos entrevistados, foi maior nos que possuíam o ensino médio completo e/ou estavam cursando o nível superior (GC = 3,07), em relação aos analfabetos/ fundamental incompleto (GC = 1,38), fundamental completo/médio incompleto (GC = 1,05) e os que já possuíam uma formação superior (GC = 0,89; Figura 2C).

Braga et al. (2018), observaram que a percepção ambiental de universitários brasileiros, tem foco na reciclagem, na economia de água e energia e na redução do consumo, mas não se mostraram efetivos para a formação da consciência ambiental. Mesmo

observando que quanto maior o grau de instrução, maior foi o grau de conscientização ambiental da população na região central da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais -AL (GC = 3,4), Santana e Santos (2016), ponderam que a maior escolaridade não indica necessariamente uma maior conscientização ambiental.

Os entrevistados cuja ocupação estava dentro da classe de autônomos (vendedores, domésticas, costureiras, trabalhadores rurais, pedreiros, cuidadores de idosos, soldadores, eletricitas, atendentes, carpinteiros, balconistas) possuem o maior grau de consciência (CG = 2,80; n = 111) em relação às demais ocupações, com destaque a classe dos professores que apresentam grau de conscientização igual a 0,5 (Figura 2D).

Tanto Santana e Santos (2016), que estudaram grau de conscientização ambiental da população na região central da Área de Proteção Ambiental (APA) Costa dos Corais – Al, quanto Silva et al. (2015), que estudaram a percepção ambiental da população residente na microbacia do córrego do Mineirinho, Município de São Carlos-SP, não observaram relação entre consciência ambiental e o fator renda. Logo, a percepção ambiental pode estar relacionada com a área de ocupação do entrevistado, e não com a sua formação ou sua renda, sendo essa uma questão a ser abordada em trabalhos futuros.

Ao analisar a percepção dos entrevistados quanto a ações individuais, observou-se que 51,7% deles consideram que os próprios moradores são os responsáveis pela arborização urbana. Esse resultado é um alerta a gestão pública. Uma vez que a população não domina o conhecimento do que seria uma apropriada arborização urbana, o resultado é o plantio e manejo inadequado de espécies, o que gera impactos negativos e conseqüentemente, uma percepção anti-ambiental. Diferente do que observaram Rodrigues et al. (2010), ao estudarem a percepção dos moradores sobre a arborização urbana em três áreas do município de Pires do Rio - Goiás, em que, aproximadamente, 85% dos moradores apontaram corretamente que a prefeitura da cidade é a responsável por executar e manter a arborização urbana.

Os resultados desse estudo reforçam a necessidade de elaborar e executar programas de educação ambiental voltados a toda a população, independente dos aspectos sociais ao qual o indivíduo está inserido (ver MAIA et al., 2017). Só assim, as mudanças em atitudes e percepção seriam aplicadas na melhoria da qualidade de vida e preservação do ambiente (ver MANGUNJAYA, 2011).

O conhecimento da percepção é uma das estratégias que a administração municipal pode utilizar no planejamento e gestão de áreas verdes, atendendo a população e também para o estabelecimento de programas de educação ambiental (MELAZO, 2005). Assim, a

partir dos resultados alcançados nesse trabalho, novas premissas estratégicas podem ser desenvolvidas, seja focada no estudo da problemática da arborização local, ou ainda no desenvolvimento de estudos com base em campanhas e ações ligadas à conscientização dos residentes.

4. CONCLUSÃO

Conclui-se que a grande maioria dos moradores da cidade de Cruzeiro do Sul, percebe a arborização no meio em que se vive, porém possuem poucos traços de conscientização ambiental, evidenciando a necessidade e a importância da educação ambiental, para valorização do meio ambiente.

5. REFERÊNCIAS

ACRE. Governo do Estado do Acre. STR/CZS.(Cons.) BRILHANTE, M. de O.; MENEZES, M. A. O. de. **Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável**. Território Do Vale do Juruá. Dez/2007.

BERTOLINI, G. R.F; POSSAMAI, O. Proposta de instrumento de mensuração do grau de consciência ambiental, do consumo ecológico e dos critérios de compra dos consumidores. **Revista de Ciência e Tecnologia**, v. 13, n. 25/26, p. 17-25, 2005.

BRAGA, W. R. de O. de MORAES, N. R., BAPTISTA, R. D., PUTTI, F. F.; JÚNIOR, S. S. B. A construção da percepção ambiental de estudantes universitários brasileiros. **Revista Observatório**, v. 4, n. 3, p. 1076-1106, 2018

CASTRO, H. S; DIAS, T. C. A. C. Percepção Ambiental e Arborização Urbana em Macapá, Amapá. **Biota Amazônia (Biote Amazonie, Biota Amazonia, Amazonian Biota)**, v. 3, n. 3, p. 34-44, 2013.

CECCHETTO, C. T; CHRISTMANN, S. S; OLIVEIRA, T. D. Arborização Urbana: Importância e Benefícios no Planejamento Ambiental das Cidades. **XVI Seminário Internacional de Educação no MERCOSUL**. UNICRUZ, 2014.

CRUZEIRO DO SUL, ACRE. **Lei Nº 911, de 4 de março de 2022**. Dispõe sobre a delimitação da área de perímetro urbano e perímetro de expansão urbana do município de cruzeiro do sul e dá outras providências. Cruzeiro do Sul - Acre, Gabinete do Prefeito [2022].

DESA, U. United nations department of economic and social affairs, population division. world population prospects: The 2015 revision, key findings and advance tables. **Online Edition UN DESA, New York, 2015.**

FARIAS, A. C. S. Diagnóstico da Arborização Urbana das Praças dos Municípios de Cruzeiro do Sul e Mâncio Lima, Acre. **Monografia (bacharelado em Engenharia Florestal)**. p 50. Universidade Federal do Acre. Cruzeiro do Sul, AC, 2013.

FERNANDES, R. S., SOUZA, V. J. D., PELISSARI, V. B.; FERNANDES, S. T. O uso da percepção ambiental como instrumento de gestão em aplicações ligadas às áreas educacional, social e ambiental. In: ENCONTRO DA ANPPAS. **Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Ambiente e Sociedade**. Indaiatuba, 2004.

FERREIRA, E. da S.; AMADOR, M. B. M. Arborização urbana: A questão das praças e calçadas do município de Lajedo- PE e a percepção da população. **Ix Fórum Ambiental da Alta Paulista**, v. 9, n. 4, p.59-78, 2013.

FREITAS, R. E; RIBEIRO, K. C. C. Educação e Percepção Ambiental para a Conservação do Meio Ambiente na cidade de Manaus uma análise dos processos educacionais no centro municipal de educação infantil Eliakin Rufin. **Revista Eletrônica Aboré - Publicação da Escola Superior de Artes e Turismo**. Ed. 03. Manaus, 2007.

GONÇALVES, L. M., DA SILVA MONTEIRO, P. H., DOS SANTOS, L. S., MAIA, N. J. C.; ROSAL, L. F. Arborização Urbana: a Importância do seu planejamento para Qualidade de Vida nas Cidades. **Ensaios e Ciência C Biológicas Agrárias e da Saúde**, v. 22, n. 2, p. 128-136, 2018.

GONÇALVES, W; PAIVA, H. N; SILVA, A. G. **Avaliando a Arborização Urbana**. Aprenda Fácil. Viçosa - MG, 2007. 364 p.

GOPAL, D.; NAGENDRA, H.; MANTHEY, M. Vegetation in Bangalore's slums: composition, species distribution, density, diversity, and history. **Environmental management**, v. 55, n. 6, p. 1390-1401, 2015.

IBGE. Área Territorial Oficial. 2021. Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ac/cruzeiro-do-sul.html>. Acesso em: 8 de abril de fevereiro de 2022.

LIMA NETO, A. A.; CLARO, J. A. C. dos S.; LOPES, C. P. Grau de consciência ambiental de alunos do ensino técnico: a realidade do colégio Marquês de Olinda (Guarujá- SP). **Revista @mbiente e Educação**, São Paulo, v. 7, n. 2, p.277-290, 2014.

LINS NETO, N. F. A.; SOUSA, P.; VIANA, A.; MARI, M.; MEDEIROS, S. Avaliação da arborização urbana da Cidade de Manaus por seus residentes. **Revista Eletrônica em Gestão, Educação e Tecnologia Ambiental Santa Maria**, v. 20, n. 1, p. 162-173, 2016.

MACHADO, C.; SILVA, M.C.; PEREIRA, A. I. A ausência de arborização urbana no bairro de São João em Araguaína – TO. **Revista Tocantinense de Geografia**, n. 8, p. 140 – 159, 2016.

MAIA, L. P. S. de S.; OLIVEIRA, E. D. de; SANTOS, M. O. dos; CELLA, W. Estudo da percepção ambiental sobre arborização urbana no bairro fonte boa, Tefé-amazonas, Brasil. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.12, n.2, p. 48-61, 2017.

MANGUNJAYA, F. M. Developing Environmental Awareness and Conservation Through Islamic Teaching. **Journal of Islamic Studies**, v. 22, n. 1, p. 36-49, 2011.

MARTELLI, A.; JUNIOR, J. B. Análise da incidência de supressão arbórea e suas principais causas no perímetro urbano do município de Itapira-SP. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 4, p. 96-109, 2010.

MELAZO, G. C. Percepção ambiental e educação ambiental: uma reflexão sobre as relações interpessoais e ambientais no espaço urbano. **Revista olhares e trilhas**, v. 6, n. 6, p.45-51, 2005.

NOVAIS, D. B.; SOUTO, P. C.; BARROSO. R. F.; CAMOÑO. J. D. Z.; FERREIRA. V. S. G. Arborização na cidade de Santa Helena na Paraíba: A percepção dos seus municípes. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, Piracicaba, v. 12, n. 1, p. 31-45, 2017.

OLIVEIRA, G. B. S.; NASCIMENTO, G. S; LIMA, J. G. B; FILHO, A. L. M; CONSUELO, E.; BRASIL, I. Diversidade de espécies utilizadas na arborização urbana na cidade de Cruzeiro do Sul, Acre. **XIII Congresso Brasileiro de Arborização Urbana**. Rio Branco, AC, 2009.

OLDFIELD, E. E.; WARREN, R. J.; FELSON, A. J.; BRADFORD, M. A. Challenges and future directions in urban afforestation. **Journal of Applied Ecology**, v. 50, n. 5, p. 1169-1177, 2013.

OLIVEIRA, K. A; JESUS, I. S. Espacialização e quantificação das áreas verdes no perímetro urbano do município de Rio Branco – Acre. **Anais XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto - SBSR**, INPE. Curitiba, PR, 2011.

RIBEIRO, F. A. B. S. Arborização Urbana em Uberlândia: Percepção da População. **Revista da Católica**, v.1, n.1, p. 224-237, 2009.

RODRIGUES, M. L.; MALHEIROS, T. F.; FERNANDES, V.; DAGOSTIN DARÓS, T. A percepção ambiental como instrumento de apoio na gestão e na formulação de políticas públicas ambientais. **Saúde e sociedade**, v. 21, p. 96-110, 2012.

RODRIGUES, T. D., MALAFAIA, G., QUEIROZ, S. É. E.; DE LIMA RODRIGUES, A. S. Percepção sobre arborização urbana de moradores em três áreas de Pires do Rio-Goiás. **Revista de estudos ambientais**, v. 12, n. 2, p. 47-61, 2010.

SANTANA, G. R. de A.; SANTOS, E. B. Conscientização ambiental da população na região central da APA Costa dos Corais. **Revbea**, v. 11, n. 2, p.118-126, 2016.

SILVA JÚNIOR, S. D. da; COSTA, F. J. Mensuração e escalas de verificação: uma análise comparativa das escalas de Likert e Phrase Completion. **PMKT–Revista Brasileira de Pesquisas de Marketing, Opinião e Mídia**, v. 15, n. 1-16, p. 61, 2014.

SILVA, M. P. da, PICHARILLO, C., da SILVA, G. C., da SILVA, F. L.; GONÇALVES, J. C. Análise da influência dos aspectos sociais na percepção ambiental da população residente na microbacia do córrego do mineirinho, Município de São Carlos-SP. **Revista Eixo**, v. 4, n. 2, 2015.

ZACCARI, K; OLIVEIRA, V. G. Avaliando a conscientização ambiental dos estudantes da UNICAMP e a colaboração da disciplina be310. **Revista Ciência do Ambiente On-Line**, v. 9, n. 2, 2013.

CIDADES VERDES: CONTRIBUIÇÃO DA SOCIEDADE NA ARBORIZAÇÃO URBANA DE TRÊS MUNICÍPIOS DO ALTO JURUÁ, ACRE, BRASIL

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld¹, Clara da Costa Mendonça², Gleisi da Cruz Alencar³, Marciene dos Santos Gomes³ e Railene Silva de Souza³

1. Universidade Federal do Acre (Ufac), Centro Multidisciplinar, Laboratório de Ecoanatomia e Ecologia Vegetal (Leev), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (Ufac), Centro Multidisciplinar, Laboratório de Ecoanatomia e Ecologia Vegetal, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
3. Universidade Federal do Acre (Ufac), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

Os benefícios dos serviços ecossistêmicos da vegetação urbana podem ser observados no bem-estar dos cidadãos, e na melhor qualidade de vida nas cidades. Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves são municípios do estado do Acre e se encontram bem em meio à floresta Amazônica. Apesar dessa vantajosa localização, suas ruas são aparentemente pouco arborizadas, embora vistas de cima as cidades exibam boa quantidade de verde nos quintais dos habitantes. Este aparente paradoxo é um dos motivos para a realização deste estudo. Tem os quintais destas cidades amazônicas maior riqueza de espécies que as vias públicas? Dessa forma foi realizado levantamento da arborização urbana (incluindo quintais particulares), dos três municípios em 107 quadras nas vias e 58 quintais particulares, e encontrados, ao todo, 790 indivíduos de plantas lenhosas (árvores e arbustos) e palmeiras, somando 38 espécies em 15 famílias botânicas. Foi constatado que nos três municípios os quintais são mais arborizados e com maior riqueza específica que as vias públicas, resultado do plantio de frutíferas por parte dos moradores (contribuição da sociedade). Infelizmente, para os três municípios, há maior abundância de indivíduos e maior número de espécies exóticas, semelhante ao relatado para a maioria das cidades amazônicas. Espécies exóticas causam danos, como invasões, perda de biodiversidade local e alterações nos ciclos dos ecossistemas. Uma melhor gestão ambiental dos municípios deverá priorizar espécies nativas e, também, considerar a governança popular no planejamento da arborização.

Palavras-chave: Vegetação urbana, Governança social e Biodiversidade.

ABSTRACT

Urban vegetation plays an important role in citizen well-being and for a better quality of life in cities through the benefits provided by its ecosystem services. Cruzeiro do Sul, Mancio Lima, and Rodrigues Alves are municipalities in the state of Acre and are located right in the middle of the Amazon rainforest. Despite this advantageous location, their streets are apparently not very woody, although seen from above the cities display a good amount of green in the backyards of the inhabitants. This apparent paradox is one of the reasons for conducting this study. Are the backyards of these Amazonian cities richer in species than the public streets? Thus, a survey of the urban forestation (including private backyards) of the three cities was carried out in 107 blocks of roads and 58 private backyards, and a total of 790 individuals of woody plants (trees and shrubs) and palm trees were found, totaling 38 species in 15 botanical families. It was found that in the three municipalities the backyards are more vegetated and have a greater specific richness than the public roads, a result of the planting of fruit trees by the residents (society's contribution). Unfortunately, for the three municipalities, there is a greater abundance of individuals and a greater number of exotic species, similar to what is reported for most Amazonian cities. Exotic species cause damage, such as invasions, loss of local biodiversity, and changes in ecosystem cycles. Better environmental management of municipalities should prioritize native species and also consider popular governance in the planning of afforestation.

Keywords: Urban vegetation, Social governance e Biodiversity.

1. INTRODUÇÃO

A urbanização tem se acentuado no Brasil nas últimas décadas, e a tendência é que a população que mora nas cidades cresça ainda mais (IBGE, 2012). A relação entre a natureza e os indivíduos nos centros urbanos muitas vezes tem sido marcada pela ocorrência de conflitos. Estes são ocasionados pela necessidade de moradia, muitas vezes com invasões em áreas irregulares ou de preservação permanente, despejos ilegais de resíduos, uso desequilibrado da água, como consequência de falhas ou da falta planejamento da gestão territorial (VANESKI FILHO, 2021; SEMERARO et al., 2021).

A arborização urbana, incluída na vegetação urbana, desempenha vantajosos papéis no contexto das regiões urbanas: melhora a estética urbana; ameniza o calor trazendo sombra; protege e direciona o vento; traz conforto frente à poluição sonora; reduz o impacto da água de chuva e seu escoamento superficial; filtra e melhora a qualidade do ar, entre outros aspectos (PIVETTA; SILVA FILHO, 2002). Boa parte da população urbana valoriza as plantas e reconhece o benefício que as áreas verdes representam para o ser humano (HOLANDA-LEITE; TEIXEIRA, 2020).

Para as cidades aproveitarem o verdadeiro potencial dos serviços ecossistêmicos fornecidos pela arborização, aspectos da vegetação urbana devem ser observados, entre

estes a riqueza de espécies e as boas condições fitossanitárias dos exemplares. Analisar estes aspectos é etapa importante para subsidiar futuros planos de arborização urbana. A implementação planejada de cidades verdes, integrada aos anseios da sociedade, melhora a qualidade ambiental urbana e proporciona benefícios diretos ao bem-estar da população (SEMERARO et al., 2021).

Atentos aos desafios da implementação e manutenção de uma vegetação urbana de qualidade para todos os cidadãos, pretendemos no presente capítulo apresentar os dados de levantamento de árvores e arvoretas nas vias públicas e quintais de três municípios do Alto Juruá, oeste da Amazônia: Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves, comparando a riqueza de espécies encontradas nos quintais e nas vias públicas, de forma a analisar a contribuição social no manejo da vegetação urbana. Neste trabalho, as espécies encontradas nos quintais particulares foram consideradas como arborização urbana, pois amplia-se a perspectiva, através de uma análise global do conjunto como sendo vegetação urbana.

Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves são municípios que se encontram bem em meio à floresta Amazônica. Apesar dessa vantajosa localização, quem conhece as cidades, estranha suas ruas serem aparentemente pouco arborizadas. Ao mesmo tempo, chama a atenção em imagens aéreas, e mesmo no contexto da paisagem, a exuberância e boa quantidade de verde nos pátios e quintais dos habitantes dos municípios. Este aparente contraste é um dos motivos para a realização deste estudo. Tem os quintais destas cidades amazônicas maior riqueza de espécies que as vias públicas?

1.1. TERMINOLOGIAS ASSOCIADAS À ARBORIZAÇÃO URBANA

Embora a utilização do termo arborização urbana seja mais comum no Brasil (MAGALHÃES, 2006), a conceituação do tema vai mais além, ao abranger também os espaços verdes de uma forma geral, canteiros, gramados, arbustos e trepadeiras em alambrados, por exemplo. Nesse caso, é mais conveniente referir-se ao conjunto como vegetação urbana, estando incluída a arborização com elemento dessa vegetação urbana (Tabela 1).

Em diversas referências, principalmente na literatura em língua inglesa, prevalece o termo silvicultura urbana ("urban forestry") (Tabela 1), que o apresenta como a ciência do estudo e do manejo da arborização urbana. Na Europa é mais utilizado o termo florestas urbanas ("urban forests") (Tabela 1) (ROMAN et al., 2021). Em síntese, os diferentes termos

abordam as técnicas, teorias e experiências que buscam harmonizar o espaço urbano com a plantas, sejam árvores ou demais formas de vegetação. Na perspectiva de uma governança social do espaço urbano, é indicado o planejamento, preservação e manejo da vegetação urbana como um todo.

Tabela 1. Termos relacionados à gestão de plantas nos ambientes urbanos.

Termo	Definição
Vegetação urbana	Conjunto de práticas e esforços, organizados ou semi-organizados, que visam introduzir, conservar ou manejar vegetação nas áreas urbanas. Pode ser entendido como "urban greening".
Arborização urbana	O sistema de árvores em cidades e outras áreas urbanizadas, incluindo áreas públicas e privadas, bem como os parques urbanos.
Silvicultura urbana	O manejo e estudo das árvores e recursos florestais nas áreas urbanizadas. Pode referir diretamente ao manejo da arborização, que tenha como objetivos os benefícios econômicos, sociais e ambientais.

Fonte: (ROMAN et al., 2021).

1.2. BENEFÍCIOS, SERVIÇOS E DESSERVIÇOS ECOSISTÊMICOS

O conjunto da vegetação urbana desempenha um papel importante na melhoria da qualidade de vida das cidades, através dos benefícios proporcionados pelos serviços ecossistêmicos derivados da existência e distribuição dessa vegetação (NESBITT et al., 2018; GAUDERETO et al., 2019). Dentre os principais benefícios, estão a diminuição do efeito das ilhas de calor das zonas urbanas (DUNCAN et al., 2019), e a redução da ocorrência de particulados de poluição atmosférica (DIENER; MUDU, 2021). Nem mesmo cidades imersas em meio à vegetação amazônica, como no Acre ou no Amazonas, estão livres de sofrerem os impactos negativos do fenômeno das ilhas de calor (ALEIXO; SILVA NETO, 2019).

As cidades com um bom planejamento e distribuição da vegetação urbana podem ainda ser beneficiadas pela redução das alagações localizadas e com a mitigação das mudanças climáticas, e, com relação aos benefícios diretos aos moradores, é citado que a vegetação urbana pode diminuir os níveis de estresse da população, melhorando também as condições de saúde mental (THOMPSON et al., 2012).

Dependendo da qualidade da vegetação urbana, não somente benefícios podem ser observados, mas também, em algumas situações, essa vegetação pode causar desserviços ecossistêmicos, definidos como funções e processos dos serviços ecossistêmicos que causam impacto negativo no bem-estar humano (ROMAN et al., 2021). Entender como a vegetação urbana contribui para a sustentabilidade das cidades deve considerar os desserviços e impactos negativos, quase sempre advindos da falta ou de planejamentos equivocados.

Entre os desserviços mais comuns estão os conflitos com a infraestrutura urbana, saúde e segurança da população, aspectos culturais, sociais e estéticos, atrelados às características das espécies plantadas no meio urbano, em especial ao tamanho e localização desta arborização (ROMAN et al., 2021). O reconhecimento destes desserviços está ligado também à percepção popular, pois a população está cotidianamente em contato com a vegetação urbana, e a forma como o cidadão percebe a importância da existência dessa vegetação, interfere no modo como ele expressa a necessidade de mais vegetação ou das formas de manejo da mesma. Ou seja, o morador pode considerar mais vantajoso não ter uma árvore que suje seu calçamento, do que pesar os benefícios dessa mesma árvore em diminuir a temperatura da rua ou de reter o particulado da poluição atmosférica.

1.3. GOVERNANÇA E PARTICIPAÇÃO SOCIAL

Todos os processos, interações e decisões que afetam a implantação e manutenção da vegetação urbana devem incluir a população como participante, visando alcançar o conceito de governança inclusiva (NESBITT et al., 2018). Existe uma forte relação de dependência entre os fatores socioeconômicos e a vegetação urbana, e é comum que grande parte da população das cidades seja privada de acessar os benefícios dessa vegetação (LIMA et al., 2020). Essa desigualdade no acesso pode ser verificada quando da escassez da cobertura vegetal dos bairros mais carentes (SCHWARZ et al., 2015), e dos cálculos que criam índices da qualidade da arborização, e que geralmente colocam questões sociais à margem das análises (NESBITT et al., 2018).

A contribuição da sociedade na vegetação urbana pode acontecer de diversas formas: 1) de forma direta (quando plantios e outras intervenções nas vias públicas são feitas de forma direta, geralmente sem supervisão ou indicação pelos órgãos competentes; contribuição que pode ser observada também nos quintais arborizados); 2) participação na governança e no planejamento da vegetação urbana (através de reuniões e audiências

públicas, conselhos municipais de meio ambiente, associações de bairro, etc.); 3) usufruto das vantagens dos serviços ecossistêmicos.

Embora nem todo morador das cidades perceba a arborização urbana como positiva (HEYNEN; PERKINS; ROY, 2006), ou reconheça o conceito de arborização urbana (SANTOS et al., 2018), ou mesmo que pessoas com menor poder aquisitivo participem menos (ou não participem) no engajamento pela melhoria da qualidade da vegetação urbana (BUIJS et al., 2016), na perspectiva de igualdade e da justiça ambiental, todos têm o direito de buscar a aplicação dos conceitos de justiça social nas discussões e decisões do planejamento ambiental; somente assim podem ser construídas as Cidades Verdes do futuro (SELMAN, 1984).

O início desse novo século tem sido caracterizado pela luta dos movimentos sociais pelos direitos humanos e pelo multiculturalismo, demandando o acesso igualitário aos recursos e clamando pelo reconhecimento das participações populares. Neste contexto, cidades mais verdes, governança verde e distribuição equitativa dos benefícios da vegetação urbana devem ser o foco dos esforços para melhoria do bem-estar das populações urbanas (NESBITT et al., 2018).

1.4 ASPECTOS DAS LEGISLAÇÕES FEDERAL, ESTADUAL E MUNICIPAIS

Segundo a Constituição de 1988, toda política de desenvolvimento deve ser executada pelo Poder Público Municipal (BRASIL, 1988). O Plano Diretor Municipal é a peça fundamental na definição das políticas de desenvolvimento do município, e é definido no Estatuto da Cidade sua elaboração para aqueles municípios com mais de 20.000 habitantes (Lei Nº 10.257/ 2001). Entretanto, logo na sua promulgação, a lei do Estatuto da Cidade não fazia referência à arborização urbana ou ao ordenamento das áreas verdes urbanas.

Para cumprir as exigências legais de crescimento e desenvolvimento urbano, no que se refere à vegetação urbana, muitos municípios regulamentaram os artigos 182 e 183 da Constituição Federal, criando leis, decretos e planos que complementam o regulamentado pelo Estatuto da Cidade. Por fim, em 2008, no sentido de padronizar a elaboração dos planos diretores municipais ajustados aos planos de arborização, foi acrescido o inciso IV no artigo 42 do Estatuto da Cidade, que instituiu o Plano de Arborização Urbana (PDAU).

Atualmente as orientações legais para ampliar o uso de espécies nativas na arborização de cidades pelo Brasil podem ganhar novo impulso, caso seja aprovado o

Projeto de Lei Nº 4.309/2021 que tramita na Câmara dos Deputados, com a proposta da criação da Política Nacional de Arborização Urbana e do Sistema Nacional de Informações sobre Arborização Urbana, que traz indicação de ações para o combate das espécies exóticas invasoras e incentivos à produção de mudas nativas. Em fevereiro de 2022 esse PL ainda aguardava designação do relator da Comissão de Desenvolvimento Urbano (CONGRESSO NACIONAL, 2022).

Por sua vez, o Estado do Acre instituiu em 2011 o Programa Estadual de Arborização Urbana (Decreto Nº 3.038), com o objetivo de promover a melhoria da qualidade das cidades do Acre através dos efeitos benéficos, ambientais e paisagísticos da arborização, seguindo critérios e recomendações técnicas (ACRE, 2022). Da formulação desse programa foi criado um grupo de trabalho e uma comissão responsável pela reformulação do Manual de Arborização Urbana do Acre (Portaria Nº 133/2021).

Portanto, dos municípios apresentados neste capítulo, somente Cruzeiro do Sul atende ao critério de mínimo tamanho populacional para possuir um plano diretor, embora Rodrigues Alves e Mâncio Lima estejam muito próximos, em número populacional, para já pensar na elaboração dos seus planos diretores. O Plano Diretor do município de Cruzeiro do Sul (Lei Nº 1.114-04 de 2012) está atualmente passando por reformulação. Um dos pontos que espera-se que seja implementado é justamente a elaboração do plano diretor de arborização urbana do município.

Mesmo ainda não possuindo plano diretor, recentemente o município de Mâncio Lima regulamentou a Lei 444/2020, que trata do Código de Postura Municipal. A lei versa na Seção II (artigo 404) sobre a arborização de praças, parques e jardins, também sobre a remoção de árvores isoladas (artigo 405). Destaque para a instituição nesta lei da proteção dos buritis (*Mauritia flexuosa*), que passou a proibir o corte de exemplares da espécie no município.

1.5. PREDOMÍNIO DE EXÓTICAS NA ARBORIZAÇÃO DAS CIDADES AMAZÔNICAS

Grande parte das cidades brasileiras possui paisagens florísticas pouco diversificadas e com predomínio das espécies exóticas, contudo, verifica-se a existência de grandes possibilidades para se explorar a riqueza da flora de cada localidade (SANTOS; TEIXEIRA, 2001). Particularmente a região amazônica oferece significativa vantagem em possuir uma megadiversidade vegetal, entretanto, essa é pouco explorada para fins paisagísticos e para uso na arborização das cidades (SANTOS et al., 2018; ESTEVES;

CORREA, 2018). Segundo Soares et al. (2021), 59% das 1.333 espécies usadas na arborização em 35 cidades dos nove estados da Amazônia são exóticas.

A prevalência de espécies exóticas à flora brasileira nas cidades amazônicas pode ser observada, por exemplo, em Santarém (Pará), onde apenas cinco espécies predominam (GOMES; XIMENES, 2020), entre elas a ubíqua *Ficus benjamina* (MORACEAE), que também é a mais frequente em Maracanã (Pará) (SILVA et al., 2021), e em Altamira (Pará) (PARRY et al., 2012). Em Paragominas (Pará), além da predominância de espécies exóticas, a maioria da população não reconhece a importância da arborização urbana (OLIVEIRA et al., 2020).

Em Manaus (Amazonas) (GUIMARÃES et al., 2019), e em Santarém (ALVES et al., 2019) a falta de planejamento é apontada como a causa da insatisfação da população com a arborização urbana. *Mangifera indica* (ANACARDIACEAE) é outra espécie onipresente nas cidades amazônicas, como no caso de Castanhal (Pará), que juntamente com *F. benjamina* perfazem mais de 50% da arborização da cidade (GONÇALVES et al. 2021). Em Boa Vista (Roraima), nove espécies perfazem 87% de indivíduos da arborização, e, entre estas, estão *F. benjamina* e *M. indica*, além de *Syzygium malaccense* (MYRTACEAE), a mais frequente (LIMA NETO et al., 2021). Em poucos casos, como em Buriticupu (Maranhão), a proporção entre exóticas e nativas na arborização está equilibrada (SOUSA et al., 2019).

As cidades acreanas também não escaparam da dominância das exóticas, em especial da *F. benjamina*, como em Acrelândia (OLIVEIRA; FERREIRA; QUEIROZ, 2018), que além dessa espécie compor 61% dos indivíduos encontrados, 92,8% das espécies cultivadas na arborização do município são de exóticas. Senador Guimard tem em suas ruas 88,3% de indivíduos arbóreos de espécies exóticas, sendo que *F. benjamina* é novamente a mais frequente, seguida de *M. indica* e *S. malaccense*. Para a capital, Rio Branco, a realidade é a mesma: 78,5% das espécies são exóticas (11 nativas e 28 exóticas), estando *F. benjamina* novamente despontando como a mais frequente (71% dos indivíduos) (PAIVA et al., 2010).

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

O Estado do Acre ocupa 164.840 km² no sudoeste da Amazônia, próximo das cabeceiras dos grandes tributários da margem direita do Rio Solimões, os rios Purus e Juruá, que nascem a pouco mais de 200 Km do piemonte andino e drenam para o sentido sudoeste-Nordeste. O Acre representa um dos grandes blocos de floresta tropical remanescente e é considerado de alta prioridade para conservação. Possui 22 municípios, e estima-se que 906.876 habitantes vivam no estado, e quase a metade na capital Rio Branco (IBGE, 2022).

O clima do Acre é quente e úmido com duas estações: seca e chuvosa. A estação seca estende-se de maio a outubro e é comum ocorrer “friagens”, fenômeno efêmero, porém muito comum na região. A estação chuvosa é caracterizada por chuvas constantes, que prolongam-se de novembro a abril. A umidade relativa apresenta-se com médias mensais em torno de 80-90% com níveis elevados durante todo o ano.

A vegetação é caracterizada por diferentes paisagens naturais, inseridas no ambiente da Floresta Tropical e apresentam modificações, também, em função da altitude, do tipo de solo e do relevo. Não obstante, predominam a Floresta Ombrófila Densa e a Floresta Ombrófila Aberta que se subdividem em 18 tipologias florestais (ACRE, 2000).

Os três municípios amostrais fazem parte da Mesorregião do estado chamada Alto Juruá (Figura 1), que é composta por cinco cidades, sendo elas: Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima, Rodrigues Alves, Porto Walter e Marechal Thaumaturgo.

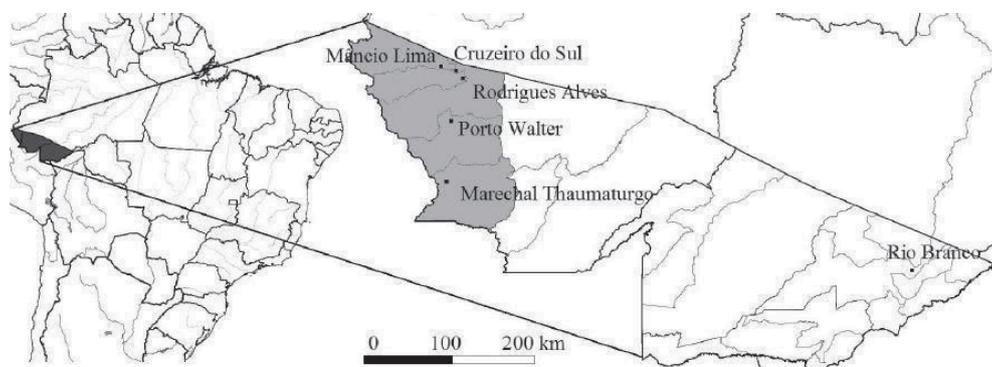


Figura 1. Estado do Acre, lado esquerdo superior do mapa encontra-se a localização dos municípios do Alto Juruá-AC.

Fonte: Adaptado Google Earth, UFV (2015).

2.2. COLETA DE DADOS

A pesquisa de campo foi realizada entre os anos de 2017 e 2018 e compreendeu amostragens no perímetro urbano dos municípios de Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves, utilizando quadras como unidade amostral (UA) (COUTO e RACHID, 1999). Em cada UA foi feito o levantamento de todas as árvores e arbustos com mais de 1 m de altura. A partir de mapas fornecidos pela secretaria de obras dos municípios, foram sorteadas aleatoriamente as quadras em bairros e, nas quadras, sorteados os quintais particulares. No viário a quadra era percorrida em toda sua extensão, ao longo da calçada, contabilizando também os elementos dos canteiros das avenidas, quando presentes. Nos quintais, o proprietário era previamente consultado sobre a possibilidade da amostragem, e, caso não quisesse apresentar seu quintal, o próximo morador era consultado.

As espécies foram identificadas em campo, através de material fértil e/ou material vegetativo (tronco, ritidoma, casca viva e morta, folhas, cheiros, exsudados, raízes e arquitetura de copa). Das espécies não identificadas foram coletadas amostras, para comparação com o acervo do herbário da UFAC, e posterior identificação. Foram feitos registros fotográficos, adicionados ao banco de imagens do LEEV (Laboratório de Ecoanatomia e Ecologia Vegetal - Campus Floresta). Outras bibliografias foram utilizadas para identificação botânica (ARAÚJO, 2000; LORENZI, 2002; SOUZA, 2005). Os materiais utilizados em campo foram: trena, fita métrica, câmera fotográfica e mapa da cidade impresso em folha A3.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

Para realização do levantamento da arborização urbana (incluindo quintais particulares) de três municípios da região oeste do Acre: Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves, foram realizadas ao todo 56 saídas de campo, totalizando 275 horas de pesquisa. Foram amostradas 107 quadras nas vias e 58 quintais particulares, e encontrados, ao todo, 790 indivíduos de plantas lenhosas (árvores e arbustos) e palmeiras, somando 38 espécies em 15 famílias botânicas (Figura 2, Tabela 2). Entre os municípios, Cruzeiro do Sul é o município com maior diversidade de espécies na arborização (Figura 3).

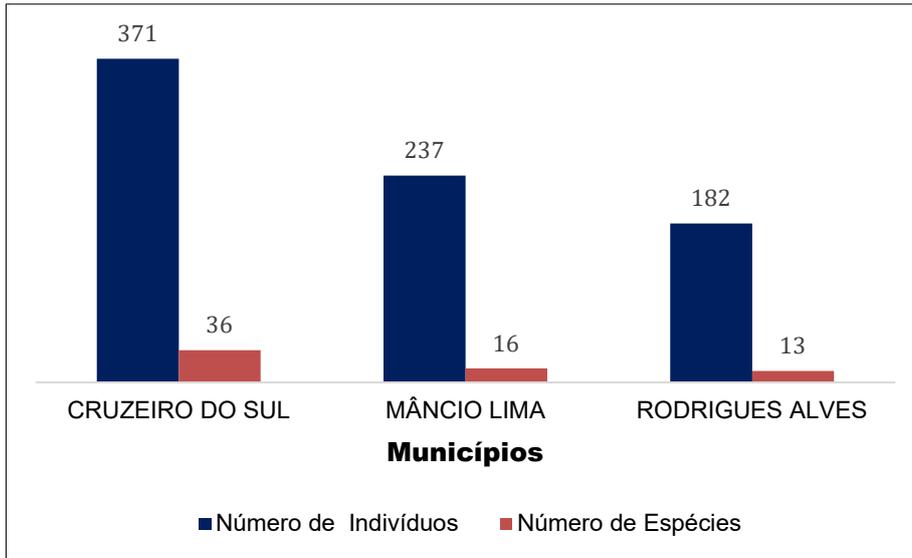


Figura 2. Número de espécies e número de indivíduos amostrados em cada município, no levantamento da arborização urbana, Alto Juruá - Acre.

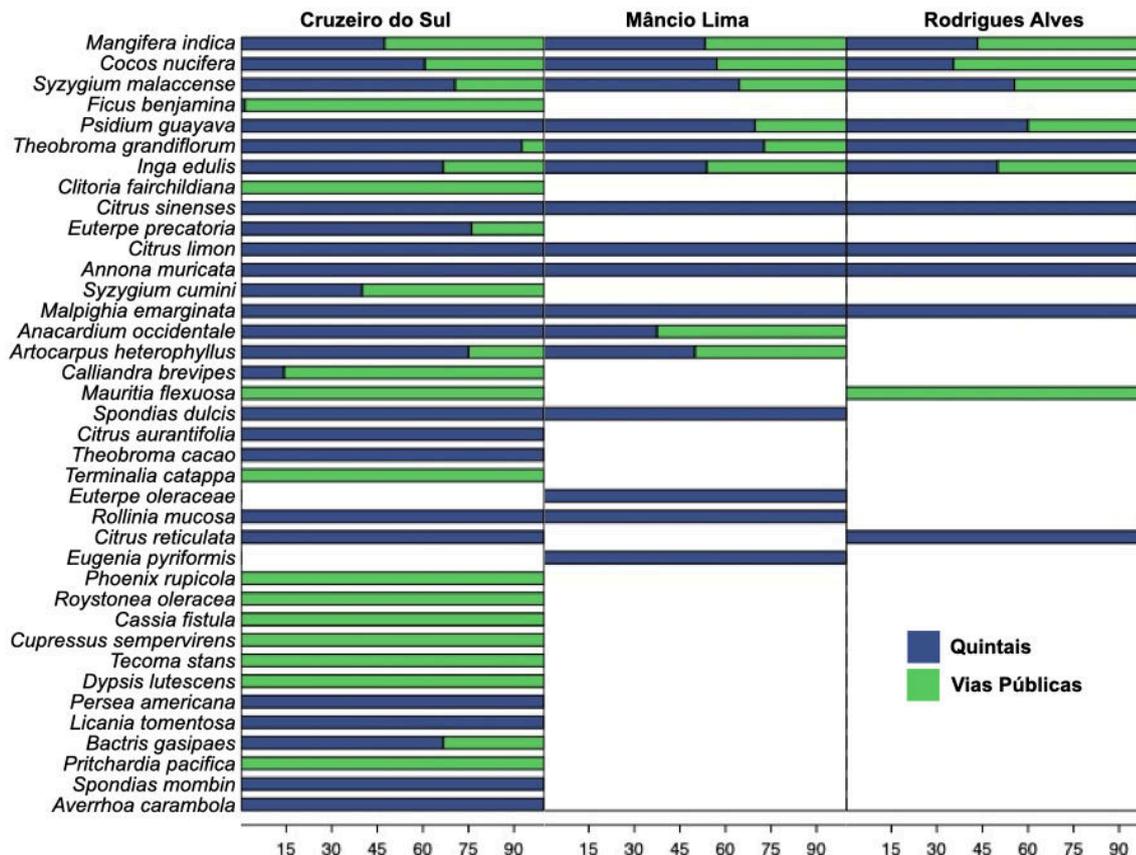


Figura 3. Frequência de indivíduos por espécie entre quintais e vias públicas (%), na amostragem por município, no levantamento da arborização urbana, Alto Juruá, Acre (para o número total de indivíduos por espécie, ver Tabela 2).

Tabela 2. Famílias, Espécies, origem e número de indivíduos na arborização urbana (quintais e vias públicas) de três municípios do Alto Juruá, Acre: Cruzeiro do Sul (CZS), Mâncio Lima (ML) e Rodrigues Alves (RA).

Família	Nome Comum	Espécie	Origem	CZS	ML	RA
ANACARDIACEAE	Cajarana	<i>Spondias dulcis</i> Parkinson	Polinésia	3	3	-
	Cajazeira	<i>Spondias mombin</i> L.	Amér. Trop.	1	-	-
	Cajueiro	<i>Anacardium occidentale</i> L.	Nordeste	3	8	-
	Mangueira	<i>Mangifera indica</i> L.	Índia	19	45	53
ANNONACEAE	Biribazeiro	<i>Rollinia mucosa</i> (Jacq.) Baill.	Amér. Trop.	1	4	-
	Graviola	<i>Annona muricata</i> L.	Brasil	3	7	10
ARECACEAE	Açaí-de-touceira	<i>Euterpe oleracea</i> Mart.	Amazônia	-	4	-
	Açaí-solteiro	<i>Euterpe precatoria</i> Mart.	Amazônia	25	-	-
	Buriti	<i>Mauritia flexuosa</i> Mart.	Amazônia	3	-	4
	Coqueiro	<i>Cocos nucifera</i> L.	Ásia	61	28	21
	Palmeira-areca	<i>Dyopsis lutescens</i> (H. Wendl.) Beentje & J. Dransf.	África	3	-	-
	Palmeira-imperial	<i>Roystonea oleracea</i> (Jacq.) O. F. Cook	Amér. Central	4	-	-
	Palmeira-de-leque	<i>Pritchardia pacifica</i> Parece. & H. Wendl.	Ásia	1	-	-
	Pupunheira	<i>Bactris gasipaes</i> Kunth	Amazônia	3	-	-
Tamareira	<i>Phoenix rupicola</i> T. Anderson	Ásia	4	-	-	
BIGNONIACEAE	Ipê-de-jardim	<i>Tecoma stans</i> (L.) Juss. Ex Kunth	México	27	-	-
CHYSOBALANACEAE	Oiti	<i>Licania tomentosa</i> (Benth.) Fritsch	Amazônia	1	-	-
COMBRETACEAE	Castanhola	<i>Terminalia catappa</i> L.	Ásia	5	-	-
CUPRESSACEAE	Cipreste	<i>Cupressus sempervirens</i> L.	Europa	3	-	-
FABACEAE	Chuva-de-ouro	<i>Cassia fistula</i> L.	Ásia	3	-	-
	Esponjinha	<i>Calliandra brevipes</i> Benth.	Amér. do Sul	7	-	-
	Ingazeira	<i>Inga edulis</i> Mart.	Amazônia	3	26	14
	Sombreiro	<i>Clitoria fairchildiana</i> R.A. Howard	Norte Brasil	26	-	-
LAURACEAE	Abacateiro	<i>Persea americana</i> Mill.	Amer. Trop.	2	-	-
MALPIGHIACEAE	Acerola	<i>Malpighia emarginata</i> DC.	Amazônia	2	7	2
MALVACEAE	Cacaueiro	<i>Theobroma cacao</i> L.	Amér. do Sul	5	-	-
	Cupuaçuzeiro	<i>Theobroma grandiflorum</i> (Willd. Ex Spreng.) Schum.	Amazônia	27	11	11
MORACEAE	Figueira-jardim	<i>Ficus benjamina</i> L.	Ásia	69	-	-
	Jaqueira	<i>Artocarpus heterophyllus</i> Lam.	Ásia	8	2	-
MYRTACEAE	Azeitoneira	<i>Syzygium cumini</i> (L.) Skeels	Ásia	15	-	-
	Goiabeira	<i>Psidium guayava</i> L.	Amér. Trop.	2	33	25
	Uvalha	<i>Eugenia pyriformis</i> Cambess.	Brasil	-	4	-
	Jambo-rosa	<i>Syzygium malaccense</i> (L.) Merr. E. L. M. Perry	Ásia	17	31	27
OXALIDACEAE	Carambola	<i>Averrhoa carambola</i> L.	Ásia	1	-	-
RUTACEAE	Laranjeira	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck.	Ásia	4	13	7
	Limão	<i>Citrus limon</i> (L.) Burm. f.	Ásia	3	11	6
	Limão galego	<i>Citrus aurantifolia</i> Swingle	Ásia	5	-	-
	Tangerina	<i>Citrus reticulata</i> Blanco	Ásia	2	-	2
TOTAL				371	237	182

Na amostragem das vias públicas de Cruzeiro do Sul (N=70), foram percorridos 35 km de calçadas, e observados 215 indivíduos distribuídos em 21 espécies. Isso representa um índice de 6,8 indivíduos/km⁻¹. Considerando que o número recomendado é de 100 ind./km de calçada, o valor de Cruzeiro do Sul está muito abaixo do ideal. A distribuição dos indivíduos entre as espécies também é desproporcional, cabendo à três espécies mais abundantes: *Ficus benjamina* (n=69), *Tecomas stans* (n=27) e *Clitoria fairchildiana* (n=26), quase 60% de todos os indivíduos amostrados. As famílias que apresentaram maior número de espécies nas vias públicas foram Arecaceae, com oito espécies e Fabaceae, com quatro espécies (Tabela 2).

Nos quintais particulares (N=21) de CZS foram amostrados 156 indivíduos e encontradas 26 espécies, sendo que as três espécies mais abundantes foram: *Cocos nucifera* (n=37), *Theobroma grandiflorum* (n=25), *Euterpe precatoria* (n=19), e as três menos abundantes: *Ficus benjamina* (n=1), *Calliandra brevipes* (n=1) e *Licania tomentosa* (n=1). Nos quintais as famílias que apresentaram maior número de espécies foram Rutaceae, com seis espécies e Anacardiaceae com quatro espécies.

Há destaque para a alta quantidade de espécies (9 spp.) e indivíduos da família Arecaceae (27,5% do total amostrado) (Tabela 2). Indivíduos de espécies exóticas desta família (como as palmeiras-imperiais e os dendezeiros, por exemplo) parecem bem acostumadas ao clima e exibem grande tamanhos por toda a cidade. Também merecem destaque os açaís (*Euterpe precatoria*) encontrados, em sua maioria, nos pátios das casas. As espécies exclusivas de quintais em CZS, ou seja, que não ocorreram nas ruas foram: *Anacardium occidentale*, *Averrhoa carambola*, *Spondias dulcis*, *Psidium guayava*, *Citrus aurantifolia*, *Annona muricata*, *Citrus reticulata*, *Licania tomentosa*, *Citrus limon*, *Rollinia mucosa*, *Persea americana*, *Citrus sinensis* e *Malpighia emarginata* (Tabela 2 para os nomes comuns).

No município de Mâncio Lima foram percorridas 19 quadras em vias públicas e visitadas 19 quadras com quintais particulares, totalizando 38 quadras. Foram encontrados no total nas vias e quintais, 243 indivíduos, pertencentes a 16 espécies em 9 famílias (Tabela 2). Das 16 espécies encontradas, nove são exóticas à flora brasileira e sete foram identificadas como nativas.

Do total em ML, 75 indivíduos em 8 espécies foram encontrados nas vias, sendo que 168 indivíduos em 16 espécies foram encontrados nos quintais. As vias possuem três espécies exclusivas, enquanto que nos quintais aparecem oito espécies que não foram

encontradas nas vias (Figura 3). *Mangifera indica* é a espécie mais frequente nas vias públicas, com 45 exemplares.

Em Rodrigues Alves foram percorridas 36 quadras: 18 quadras nas vias e 18 com quintais. No total foram encontrados 182 indivíduos nas vias e quintais, somando 13 espécies em oito famílias botânicas (Tabela 2). Nos quintais particulares foram amostrados 109 indivíduos distribuídos em 11 espécies, sendo que as três espécies mais abundantes foram *Mangifera indica*, *Syzygium malaccense* e *Psidium guajava*. Nos quintais as famílias que apresentaram maior número de espécies foram Anacardiaceae e Myrtaceae.

3.2. DISCUSSÃO

Para todos os municípios amostrados na pesquisa, há maior abundância de indivíduos de espécies exóticas, e maior riqueza também dessas espécies. Situação típica da maioria das cidades amazônicas, e caracterizada como o "paradoxo da arborização urbana na Amazônia" (SOARES et al., 2021). A escolha de espécies nativas é essencial para o planejamento da arborização (ESTEVES, CORREA, 2018; ZAPPI et al., 2022), pois espécies exóticas podem causar danos, como invasões, perda de biodiversidade local e alterações nos ciclos dos ecossistemas.

De todas as espécies amostradas (38 spp.) 57% são exóticas, 18% são de outras regiões do país e somente 18% são espécies nativas da Amazônia (Tabela 2). O predomínio em Cruzeiro do Sul da espécie *Ficus benjamina*, é também a principal opção de arborização de muitas outras cidades (PAIVA et al., 2010; SOARES et al., 2021). Infelizmente, essa espécie é um problema na arborização (BOBROWSKI et al., 2013), em razão de suas raízes crescerem de forma rápida e agressiva, dentro de canalização de esgoto e águas, mesmo derrubando muros ou rompendo calçamentos.

Milano e Dalcin (2000) recomendam entre 10 a 20 diferentes espécies para compor o planejamento da arborização de uma cidade. Com 21 espécies plantadas nas vias, Cruzeiro Sul ganha em riqueza de espécies, mas perde na densidade e melhor distribuição desta riqueza pelas ruas. Quando avaliado os quintais, em conjunto, o número sobe para 38 espécies, o que significa que os quintais auxiliando no aumento da riqueza, também auxiliam na melhora da qualidade ambiental da arborização urbana. Já Mâncio Lima e Rodrigues Alves, precisam ampliar a diversidade de espécies vegetais nas vias, optando, como já relatado, por espécies nativas (ZAPPI et al., 2022).

Portanto, constatado pelos levantamentos, é destaque que nos três municípios os quintais sejam mais arborizados do que as vias públicas. O plantio de frutíferas corresponde à ação espontânea dos moradores com a finalidade de alimentação, lazer e até mesmo medicinal (MADALENO, 2000). Convém considerar que algumas espécies de frutíferas exóticas, especialmente as de clima tropical, podem melhor se adaptar às condições do clima e solo da região norte.

Toda arborização urbana deve passar por um planejamento criterioso considerando vários aspectos das cidades para que não haja conflito da vegetação com as estruturas urbanas, selecionando espécies adequadas para cada local e prezando pela boa diversidade (ZAPPI, et al., 2022). Assim, é importante que o poder público municipal, através do seu corpo técnico e com apoio de pesquisadores das universidades, elabore suas próprias listas de espécies nativas candidatas à arborização, que considerem os aspectos locais de clima, e particularidades das estruturas urbanas.

Entre os diversos parâmetros das estruturas urbanas que devem ser levados em consideração na implantação da arborização, podem ser citados a necessidade de 0,5 m de recuo mínimo da árvore em relação ao meio-fio, 1 m de distância mínima entre árvores e entradas de garagem, e de vão livre entre a copa das árvores e a rede de baixa tensão; 2 m de vão livre entre a copa das árvores e a rede de alta tensão; 4 m de altura máxima das árvores de pequeno porte; e 6 m de altura máxima das árvores de médio porte. Ainda o distanciamento entre as árvores em ruas e passeios estreitos, ou em ruas estreitas com passeios largos deve ser de 7 a 10 m; enquanto passeios estreitos com ruas largas e passeios largos e ruas largas deve ser de 10 a 15 m (MILANO; DALCIN, 2000).

A boa gestão ambiental de um município é a que também compreende a arborização urbana, priorizando a governança popular direcionada à esse gestão. O planejamento deve considerar espécies nativas, e estar preparado para os desafios das mudanças climáticas, justificado pelas vantagens e pelos benefícios dos serviços ecossistêmicos, e pelo crescente interesse popular em como a presença da natureza pode recuperar a saúde mental (WESTPHAL, 2000).

Para tanto, a população precisa de maior conhecimento sobre a composição florística da vegetação que compõe a cidade. Também, precisa ampliar seu engajamento nos fóruns de participação popular que debatam questões ambientais do município, entre estas a arborização urbana.

4. CONCLUSÃO

- Há uma grande variação de arborização entre os municípios, onde Cruzeiro do Sul apresenta maior diversidade de espécies (entre exóticas e nativas) do que os outros municípios.
- A contribuição social pode ser verificada em todos os municípios, já que há mais indivíduos, e maior diversidade de vegetação, nos quintais particulares do que nas vias públicas.
- Contrariando o habitual em outros municípios da Amazônia, Mâncio Lima e Rodrigues Alves não estão excessivamente arborizados com *Ficus benjamina*; considerando o que é especificado para essa espécie na arborização urbana, esse é um bom resultado.
- Pela riqueza de espécies da Família Arecaceae encontrada em Cruzeiro do Sul, a cidade pode ser considerada um jardim botânico ao ar livre de palmeiras. Esta condição única da cidade deverá ser melhor explorada em trabalhos posteriores.

5. REFERÊNCIAS

ACRE. **Secretaria de Estado do Meio Ambiente e das Políticas Indígenas**. Disponível em <<http://semapi.acre.gov.br/arborizacao-urbana/>>, acesso em: 09/03/2022.

ACRE. **Zoneamento ecológico e econômico do Estado do Acre**. Vols I, II, III. Rio Branco, 2000.

ALEIXO, N.C.R.; SILVA NETO, J.C.A. O campo térmico em área urbana na Amazônia brasileira: análise episódica na cidade de Tefé-AM. **Geo UERJ**, n. 34, p. 40949, 2019.

ALVES, F.R.N.; AQUINO, M.G.C.; MAESTRI, M.P.; TENÓRIO, R.S.; SILVA, J.J.N.; CARNEIRO, F.S. et al. Percepção da arborização urbana pelos moradores de duas zonas do município de Santarém (PA). **Nature and Conservation**, v. 12, n. 2, p. 60–76, 2019.

ARAÚJO, H.J.B.; SILVA, I.G. **Lista de espécies florestais do Acre: ocorrência com base em inventário florestais**. Rio Branco: EMBRAPA Acre, 2000, 77 p.

BOBROWSKI, R.; BIONDI, D.; Espécies não tradicionais e espécies indesejáveis na composição da arborização de ruas. **Enciclopédia Biosfera**, v. 9, p. 1293–1304, 2013.

BRASIL, SENADO FEDERAL. **Constituição da república federativa do Brasil**, 1988. 1998.

BUIJS, A.E.; MATTIJSSSEN, T.J.M.; JAGT, A.P.N.; AMBROSE-OJI, B.; ANDERSSON, E.; ELANDS, B.H.M. et al. Active citizenship for urban green infrastructure: fostering the diversity and dynamics of citizen contributions through mosaic governance. **Current opinion in environmental sustainability**, v. 22, p. 1–6, 2016.

CONGRESSO NACIONAL. **Tramitação do Projeto de Lei 4309/ 2021**. Disponível em <<https://www.congressonacional.leg.br/materias/materias-bicamerais/-/ver/pl-4309-2021>> acesso em: 01/04/2022.

COUTO, H.T.Z.; RACHID, C. Estudo da eficiência de dois métodos de amostragem de árvores de rua na cidade de São Carlos – SP. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, n. 56, p. 59–68, 1999.

DIENER, A.; MUDU, P. How can vegetation protect us from air pollution? A critical review on green spaces' mitigation abilities for air-borne particles from a public health perspective-with implications for urban planning. **Science of the Total Environment**, v. 796, p. 148605, 2021.

DUNCAN, J.M.A.; BORUFF, B.; SAUNDERS, A.; SUN, Q.; HURLEY, J.; AMATI, M. Turning down the heat: An enhanced understanding of the relationship between urban vegetation and surface temperature at the city scale. **Science of the Total Environment**, v. 656, p. 118–128, 2019.

ESTEVEES, M.C.; CORRÊA, R.S. Natividade da flora usada na arborização de cidades brasileiras. **Paranoá: cadernos de arquitetura e urbanismo**, v. 22, p. 159–171, 2018.

GAUDERETO, G.L.; GALLARDO, A.L.C.F.; FERREIRA, M.L.; NASCIMENTO, A.P.B.; MANTOVANI, W. Evaluation of ecosystem services and management of urban green areas: promoting healthy and sustainable cities. **Ambiente & Sociedade**, v. 21, 2019.

GOMES, M.S.; XIMENES, L.C. Arborização Urbana de uma avenida na zona norte de Santarém, PA. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 14, n. 2, p. 77–91, 2020.

GONÇALVES, L.M.; SANTOS, L.S.; MONTEIRO, P.H.S.; ROSAL, L.F. Entre a vegetação e o concreto: análise da arborização urbana nas praças do município de Castanhal, PA. **Paisagem e Ambiente**, v. 32, n. 47, p. e176557-e176557, 2021.

GUIMARÃES, D.F.S.; SOUZA, J.C.G.; ALMEIDA, I.C.R.; BUSTAMANTE, N.C.R.; LOPES, M.C. A Arborização Urbana em municípios da região metropolitana de Manaus, Amazonas. **Terceira Margem Amazônia**, v. 5, n. 13, 2019.

HEYNEN, N.; PERKINS, H.A.; ROY, P. The political ecology of uneven urban green space: The impact of political economy on race and ethnicity in producing environmental inequality in Milwaukee. **Urban Affairs Review**, v. 42, n. 1, p. 3–25, 2006.

HOLANDA-LEITE, M.J.; TEIXEIRA, T.V. Perception of residents in relation to Arborization in the municipality of Ibateguara, Alagoas, Brazil. **Diversitas Journal**, v. 5, n. 3, p. 14771485, 2020.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades@, agregador de informações sobre os municípios e estados do Brasil**. Disponível em <<https://cidades.ibge.gov.br/>>, acesso em 21/03/2022.

LIMA, G.V.B.A.; PEREIRA, M.M.; RIBEIRO JR., C.R.; AZEVEDO, L.E.C., ARAÚJO, I.R. O direito à cidade arborizada: a arborização urbana como indicador da segregação socioeconômica em Belém do Pará. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.15, n1, p. 79–96, 2020.

LIMA NETO, E.M.; BIONDI, D.; PINHEIRO, F.A.P.; CONDÉ, T.M.; DIAS, L.; GONÇALVES, M.P.M. Índices ecológicos para a gestão da arborização de ruas de Boa Vista - RR. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 16, n. 1, p. 21–34, 2021.

LORENZI, H. **Árvores Brasileiras**: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil. Editora Plantarum Ltda, v. 1, 2002.

MADALENO, I. 2000. Urban agriculture in Belém, Brazil. **Cities**, v.17, n.1, p. 73–77.

MAGALHÃES, L.M.S. Arborização e Florestas Urbanas - Terminologia adotada para a cobertura arbórea das cidades brasileiras. **Floresta e Ambiente**, p. 23–26. 2006.

MILANO, M.; DALCIN, E. **Arborização de vias públicas**. Rio de Janeiro: LIGHT, 2000. 226 p.

NESBITT, L.; MEITNER, M.J.; SHEPPARD, S.R.J.; GIRLING, C. The dimensions of urban green equity: A framework for analysis. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 34, p. 240248, 2018.

OLIVEIRA, I.; FERREIRA, E.J.; QUEIROZ, J.B. Análise quali–quantitativa da arborização urbana da cidade de Acrelândia - Acre. **Enciclopédia Biosfera**, v. 15, n. 28, 2018.

OLIVEIRA, S.S.J.; CORREA, J.R.; RIBEIRO, A.T.; VICENZOTT, B.N.; MARIANO, M.O.; PADILHA, J.C. et al. Percepção da população sobre arborização urbana em Paragominas, Pará. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 7, p. 51691-51701, 2020.

PAIVA, A.V.; LIMA, A.B.M.; CARVALHO, A.L.; MIRANDA JUNIOR, A.; GOMES, A.; MELO, C.S. et al. Inventário e diagnóstico da arborização urbana viária de Rio Branco, AC. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 5, n. 1, p.144–159, 2010.

PARRY, M.M.; SILVA, M.M.; SENA, I.S.; OLIVEIRA, P.M. Composição florística da arborização da cidade de Altamira, Pará. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v. 7, n. 1, p. 143–158, 2012.

PIVETTA, K.F.L.; SILVA FILHO, D.F. **Arborização urbana**. Boletim Acadêmico (Série Arborização Urbana). Jaboticabal: UNESP, 74p. 2002.

ROMAN, L.A.; CONWAY, T.M.; EISENMAN, T.S.; KOESER, A.K.; BARONA, C.O.; JENERETTE, G.D. et al. Beyond ‘trees are good’: Disservices, management costs, and tradeoffs in urban forestry. **Ambio**, v. 50, n. 3, p. 615-630, 2021.

- SANTOS, N.R.Z.; TEIXEIRA, I.F. **Arborização de vias públicas: ambiente X vegetação**. Santa Cruz do Sul: Instituto Souza Cruz, 2001.
- SANTOS, R.C.; BESSEGATTO, D.; ANTUNES, L.; MALENGO, F.M.R. Análise quali-quantitativa da arborização urbana do centro da cidade de Sananduva - RS. **Revista Gestão & Sustentabilidade Ambiental**, v. 7, n. 2, p.143-158, abr./jun. 2018.
- SCHWARZ, K.; FRAGKIAS, M.; BOONE, C.G.; ZHOU, W.; MACHALE, M.; GROVE, J.M. et al. Trees grow on money: urban tree canopy cover and environmental justice. **PloS one**, v. 10, n. 4, p. e0122051, 2015.
- SELMAN, P. H. Planning for green cities: some emerging principles. **Planning Outlook**, v. 27, n. 2, p. 54–59, 1984.
- SEMERARO, T.; SCARANO, A.; BUCCOLIERI, R.; SANTINO, A.; AARREVAARA, E. Planning of urban green spaces: An ecological perspective on human benefits. **Land**, v. 10, n. 2, p. 105, 2021.
- SILVA, S.B.; GALVÃO, J.R.; MELO, N.F.B.; COSTA, H.M.S. et al. Avaliação da arborização urbana no município de Maracanã, Pará. **Nova Revista Amazônica**, v. 9, n. 3, p. 181–199, 2021.
- SOARES, A.C.S.; SANTOS, R.O.; SOARES, R.N.; CANTUARIA, P.C.; LIMA, R.B.; SILVA, B.M.S. Paradox of afforestation in cities in the Brazilian Amazon: An understanding of the composition and floristic similarity of these urban green spaces. **Urban Forestry & Urban Greening**, v. 66, p. 127374, 2021.
- SOUSA, L.A.; CAJAIBA, R.L.; MARTINS, J.S.C.; COLÁCIO, D.S.; SOUSA, E.S.; PEREIRA, K.S. Levantamento quali-quantitativo da arborização urbana no município de Buriticupu, MA. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.14, n.1, 2019.
- SOUZA, V.C. **Botânica sistemática: guia ilustrado para identificação das famílias de angiospermas da flora brasileira, baseado em APG II**. Nova Odessa, SP : Instituto Plantarum, 2005, 640 p il
- THOMPSON, C.W.; ROE, J.; ASPINALL, P.; MITCHELL, R.; CLOW, A.; MILLER, D. More green space is linked to less stress in deprived communities: Evidence from salivary cortisol patterns. **Landscape and urban planning**, v. 105, n. 3, p. 221–229, 2012.
- VANESKI FILHO, E. **Modernidade, natureza e conflitos socioambientais**. – Nova Xavantina, MT: Pantanal, 72p. 2021.
- WESTPHAL, M.F. O movimento Cidades/Municípios Saudáveis: um compromisso com a qualidade de vida. **Ciência e saúde coletiva**, v. 5, n. 1, p. 39–51, 2000.
- ZAPPI, D.C.; LOVO, J.; HIURA, A.; ANDRINO, C.O. Telling the Wood from the Trees: Ranking a Tree Species List to Aid Urban Afforestation in the Amazon. **Sustainability**, v. 14, n. 3, p. 1321, 2022.

DEGRADAÇÃO FLORESTAL NO ESTADO DO ACRE: ESTIMATIVA DA EXTENSÃO DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS E EXPLORAÇÃO MADEIREIRA

**Sonaira Souza da Silva^{1,2}, Antonio Willian Flores de Melo², Igor Oliveira^{1,2} e Philip
Martin Fearnside³**

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente e Laboratório de Pesquisa em Etnociências, Ecologia e Conservação, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
3. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

RESUMO

As pressões antrópicas sobre a floresta amazônica têm se intensificado nas últimas décadas, com preocupação cada vez maiores com fatores de degradação florestal. Os incêndios florestais (IF) e exploração madeireira (EM) têm aumentado sua ocorrência na Amazônia nas últimas duas décadas, impulsionados por forças econômicas e por secas extremas. Neste contexto, este estudo traz estimativa sobre a área impactada por incêndios florestais e exploração madeireira no Estado do Acre entre 1984 e 2021. O mapeamento foi realizado utilizando imagens do satélite Landsat, aplicando classificação supervisionada para IC e interpretação visual para EM. Os resultados mostram que, se as florestas degradadas se mantivessem em pé, estas áreas representariam 4,7% de toda a floresta remanescente. Ambos os fatores de degradação florestal se intensificaram após os anos 2000. Estas florestas degradadas têm sido desmatadas, onde 28% das florestas degradadas pelo fogo foram desmatadas em média 10 anos subsequentes, e 6% das áreas com exploração madeireira foram desmatadas até 2020. Sem políticas públicas de controle de atividades antrópicas ilegais, controle do mercado ilegal e políticas de mitigação das mudanças climáticas, a área degradada no Estado do Acre poderá aumentar.

Palavras-chave: Fogo, Floresta tropical, Floresta amazônica, Amazônia, Madeira.

ABSTRACT

Anthropogenic pressures on the Amazon rainforest have intensified in recent decades, with increasing concerns about factors of forest degradation. Forest fires (FF) and logging (L) have increased their occurrence in the Amazon in the last two decades, driven by economic forces and extreme droughts. In this context, this study provides an estimate of the area impacted

by forest fires and logging in the State of Acre between 1984 and 2021. The mapping was carried out using Landsat satellite images, applying supervised classification for FF and visual interpretation for L. The results show that, if degraded forests remained standing, these areas would represent 4.7% of all remaining forest. Both factors of forest degradation intensified after the 2000s. These degraded forests have been deforested, where 28% of forests degraded by fire were deforested on average 10 subsequent years, and 6% of areas with logging were deforested by 2020. public policies to control illegal human activities, control the illegal market and climate change mitigation policies, the degraded area in the State of Acre may increase.

Keywords: Fire, Rainforest, Amazon rainforest, Amazon and Wood.

1. INTRODUÇÃO

As pressões antrópicas sobre a floresta amazônica têm se intensificado nas últimas décadas. Por muitos anos uma das maiores preocupações para a manutenção da floresta foi o desmatamento e fragmentação da paisagem (ACHARD et al., 2002; FEARNSIDE, 2005; D'ALMEIDA et al., 2007; ELLWANGER et al., 2020). Entretanto, com as mudanças nos padrões de uso da terra, o aumento das ocorrências de secas extremas e o aumento da demanda por produtos madeireiros, os incêndios florestais e a exploração madeireira têm se tornado pontos de preocupação cada vez mais importantes e constantes na Amazônia (ASNER et al., 2005; ARAGÃO et al., 2018; SILVA et al., 2018b; SILVA JUNIOR et al., 2018; LIMA et al., 2020; MATRICARDI et al., 2020; SILVA JUNIOR et al., 2021).

Os incêndios florestais na Amazônia são decorrentes de queimadas antrópicas que escapam do controle e se alastram para o interior da floresta, sendo dramaticamente potencializados pelos eventos climáticos das secas extremas (SOUZA et al., 2013; SILVA et al., 2018b; BARLOW et al., 2019). Em um cenário de aumento do desmatamento, intensificação do uso da terra e de secas extremas, Brando et al. (2020) estimaram que a sinergia entre estes fatores pode desencadear a queima de até 16% das florestas do sul da Amazônia em um futuro próximo. A degradação florestal pelo fogo é uma das formas mais severas de degradação, causando redução da biomassa e modificação da diversidade e estrutura florestal em longo prazo (SILVA et al., 2018a, 2020; ZICCARDI et al., 2019; PONTES-LOPES et al., 2021).

Além das queimadas, a exploração madeireira também tem sido considerada como um processo importante de degradação florestal (GERWING, 2002; SOUZA et al., 2013; PINHEIRO et al., 2016), mas, com um menor intensidade de corte seletivo das árvores pode,

pelo menos em teoria, ser uma garantia da floresta em pé (PUTZ et al., 2012; CARVALHO et al., 2017). No entanto, entre outras presunções para isto, é que não haverá incêndios florestais na floresta manejada. A exploração madeireira aumenta a área de floresta que pega fogo, e também aumenta a severidade do incêndio caso ocorra, assim tornando muitos dos planos de manejo florestal “sustentável” na Amazônia não sustentáveis de fato (BARNI et al., 2021).

Ambos os fatores de degradação florestal têm sido discutidos em iniciativas como REDD+ (Redução de Emissões por Desmatamento e Degradação Florestal) como formas de redução as emissões de gases de efeito estufa, e conseqüentemente, uma contribuição para mitigação dos efeitos das mudanças climáticas globais (ARAGÃO; SHIMABUKURO, 2010; BARLOW et al., 2012; MATRICARDI et al., 2020). Entretanto, o monitoramento em longo prazo desses fatores de degradação ainda é um desafio, mesmo com o avanço de técnicas de sensoriamento remoto (ANDERSON et al., 2005; SILVA et al., 2018b; LIMA et al., 2020).

Neste contexto, este estudo traz estimativa sobre a extensão da área de degradação florestal no Estado do Acre ocasionada por incêndios florestais e pela exploração madeireira entre os anos de 1984 a 2021, utilizando tecnologias de sensoriamento remoto.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

Este estudo foi realizado no território do Estado do Acre, localizado na região sudoeste da Amazônia brasileira (Figura 1). O estado ainda possui cerca de 87% de floresta nativa (INPE, 2021), entretanto, há aumento da pressão antrópica advinda do desmatamento, das queimadas e da degradação florestal crescentes, principalmente pelo fogo e exploração madeireira (SILVA et al., 2018b, 2021; MATRICARDI et al., 2020; NUMATA et al., 2021).

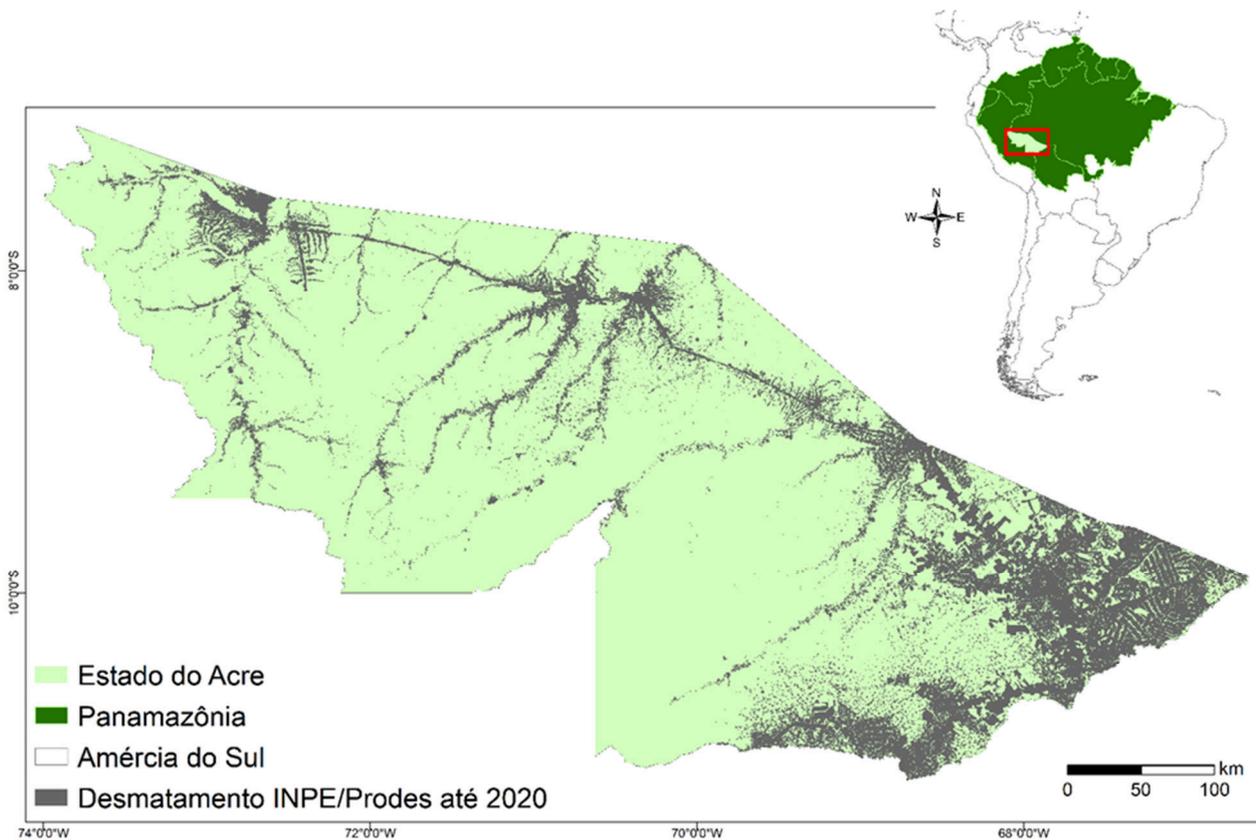


Figura 1. Localização da área de estudo.

2.2. DEFINIÇÃO E ESTIMATIVA DOS INCÊNDIOS FLORESTAIS E DA EXPLORAÇÃO MADEIREIRA

As estimativas apresentadas neste estudo são baseadas no mapeamento por interpretação de imagens do satélite Landsat (resolução espacial de 30 m) no período de 1984 a 2021. O mapeamento dos incêndios florestais foi baseado no estudo de Silva et al. (2018b), que define áreas incendiadas como sendo áreas onde o dossel da floresta foi direta ou indiretamente afetado pelo fogo a ponto de causar impacto detectável nas imagens ópticas de satélite, representado pela cicatriz deixada pelo fogo. Muitos incêndios provavelmente não foram detectados porque não foram intensos o suficiente para atingir o dossel da floresta, afetando apenas o sub-bosque e não produzindo cicatrizes observáveis (Figura 2).

A exploração madeireira foi definida como áreas com padrão espacial do corte seletivo madeireiro, onde há a abertura de uma rede de estradas (estradas principais e secundárias, conhecidas como “carreadores”) e clareiras pontuais (árvores de grande porte cortadas)

espalhadas ao longo da rede de estradas (Figura 3). Foram mapeadas áreas de exploração madeireira à partir da interpretação visual utilizando as bandas azul, verde e vermelho do sensor TM e OLI no satélite Landsat, sem diferenciar a intensidade da extração madeireira.

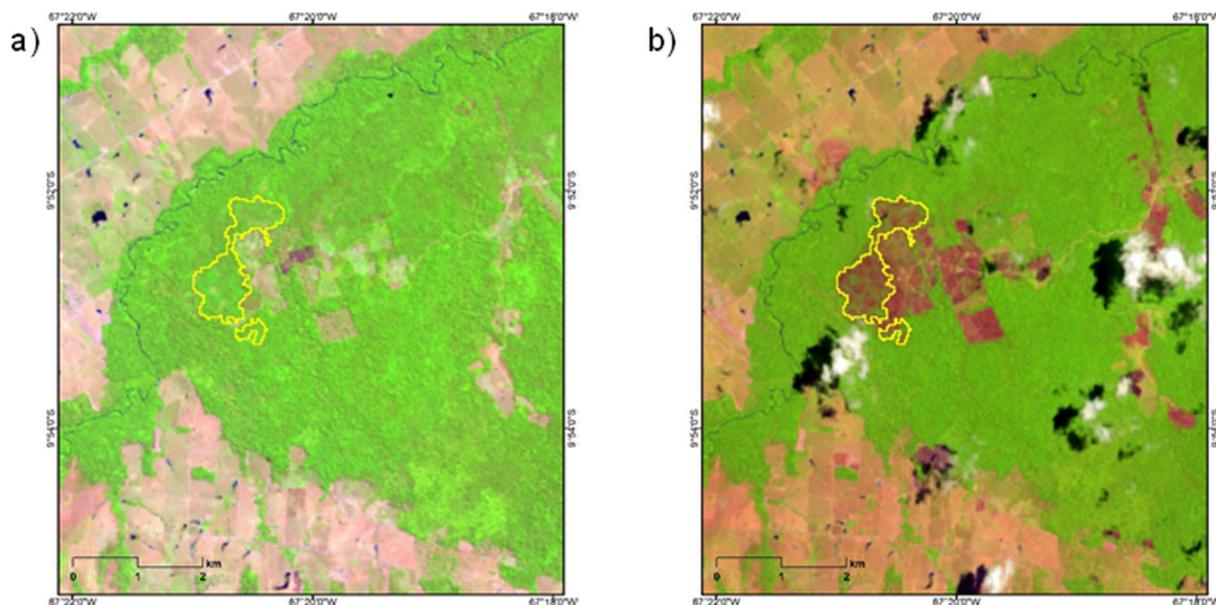


Figura 2. Exemplo da identificação de incêndios florestais no Estado do Acre.

O polígono em cor amarelo no painel a) mostra imagem Landsat antes do impacto do fogo em 15 de agosto de 2021 e no painel b) mostra imagem Landsat depois do impacto do fogo em 02 de outubro de 2021.

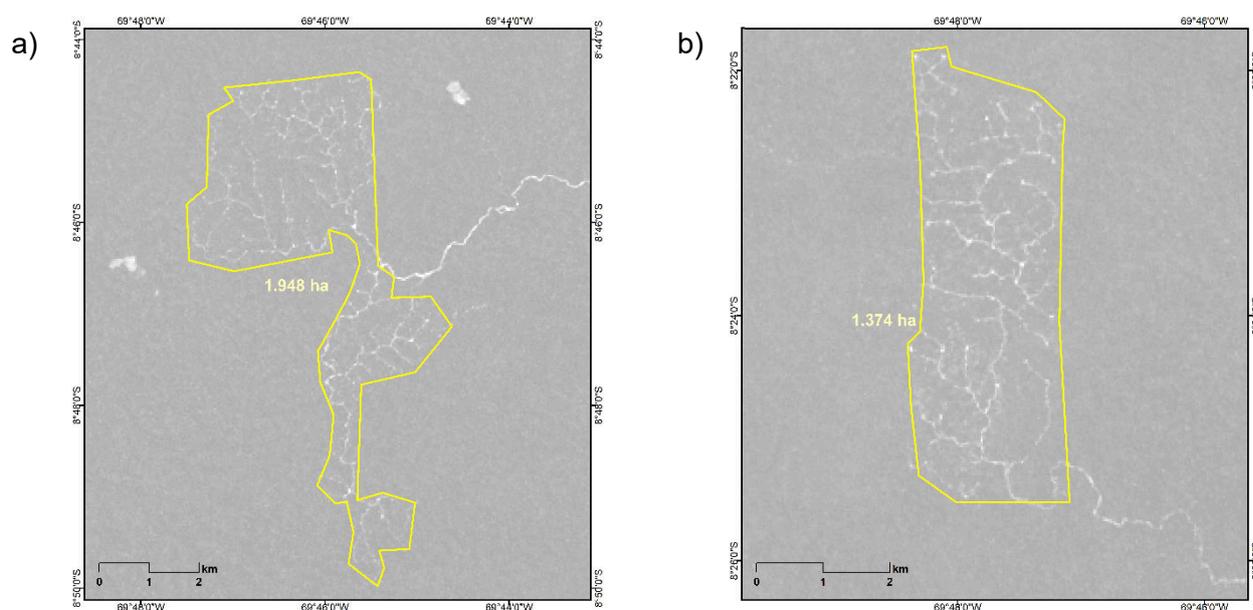


Figura 3. Exemplo da identificação de exploração madeireira no Estado do Acre.

O polígono em cor amarelo no painel a) mostra imagem Landsat com corte seletivo de madeira e sua rede de estradas em 19 de setembro de 2019 e o painel b) apresenta uma imagem de 26 de agosto de 2020.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

Os resultados mostram claramente que tanto os incêndios florestais como a exploração madeireira têm se intensificado após os anos 2000, no período observado (Figura 4). Os anos com maiores áreas atingidas por incêndios florestais foram 2005 (350 mil ha), 2010 (120 mil ha) e 2016 (29 mil ha), enquanto para exploração madeireira foram os anos de 2005 (12 mil ha), 2010 (14 mil ha), 2011 (17 mil ha), 2018 (12 mil ha) e 2021 (19 mil ha).

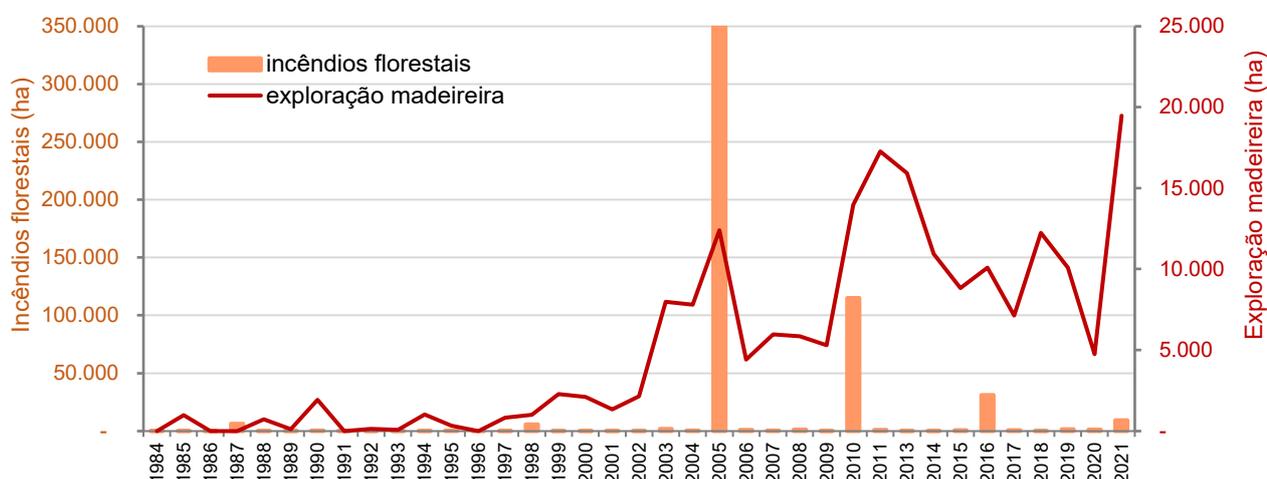


Figura 4. Estimativa da magnitude de áreas afetadas por incêndios florestais (colunas) e exploração madeireira (linha) entre os anos de 1984 e 2021.

Com relação ao padrão de distribuição espacial, ambos os fatores de degradação florestal concentra-se na região leste do estado (Figura 5). Os incêndios florestais estão concentrados na região de maior fragmentação nos municípios de Acrelândia, Plácido de Castro, Senador Guimard, Porto Acre e Rio Branco, mas também em regiões de baixa fragmentação, mas sob forte pressão agropecuária, desmatamento e queimadas, como nos municípios de Sena Madureira e Xapuri. Já a extração madeireira apresenta um padrão espacial de ocorrência agrupada em municípios situados também a leste do estado, como Porto Acre, Bujari, Rio Branco, Acrelândia, Senador Guimard, Plácido de Castro, Capixaba, Xapuri e Epitaciolândia, mas também com áreas importantes em Manoel Urbano, Feijó e

Tarauacá, na região central do Acre (Figura 5). Este padrão pode representar uma evidência de um processo de interiorização de fatores que promovem a degradação florestal, o que pode acarretar impactos de ordem socioambiental significativos.

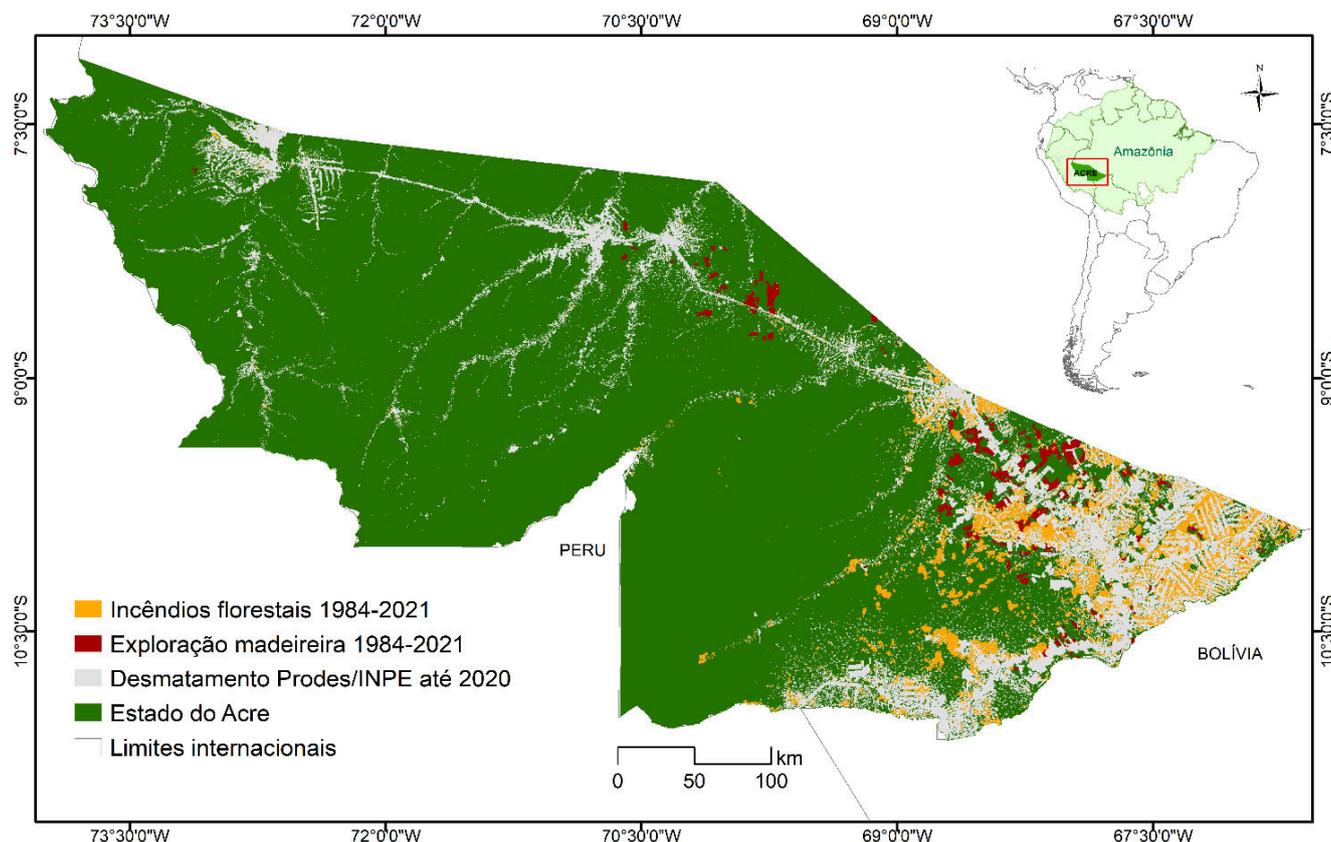


Figura 5. Distribuição espacial dos incêndios florestais e exploração madeireira no Estado do Acre no período de 1984 a 2021.

Caso as florestas degradadas durante o período avaliado se mantivessem em pé, estas representariam uma área de cerca de 4,7% de toda a floresta remanescente no Acre até o ano de 2020. Entretanto, estas florestas degradadas frequentemente sofrem desmatamento ao longo do tempo, como corroboram nossos dados. Cerca de 28% das áreas afetadas pelos incêndios florestais no Acre foram desmatadas até 2020, ao passo que 6% das áreas com exploração madeireira também foram desmatadas (Figura 6).

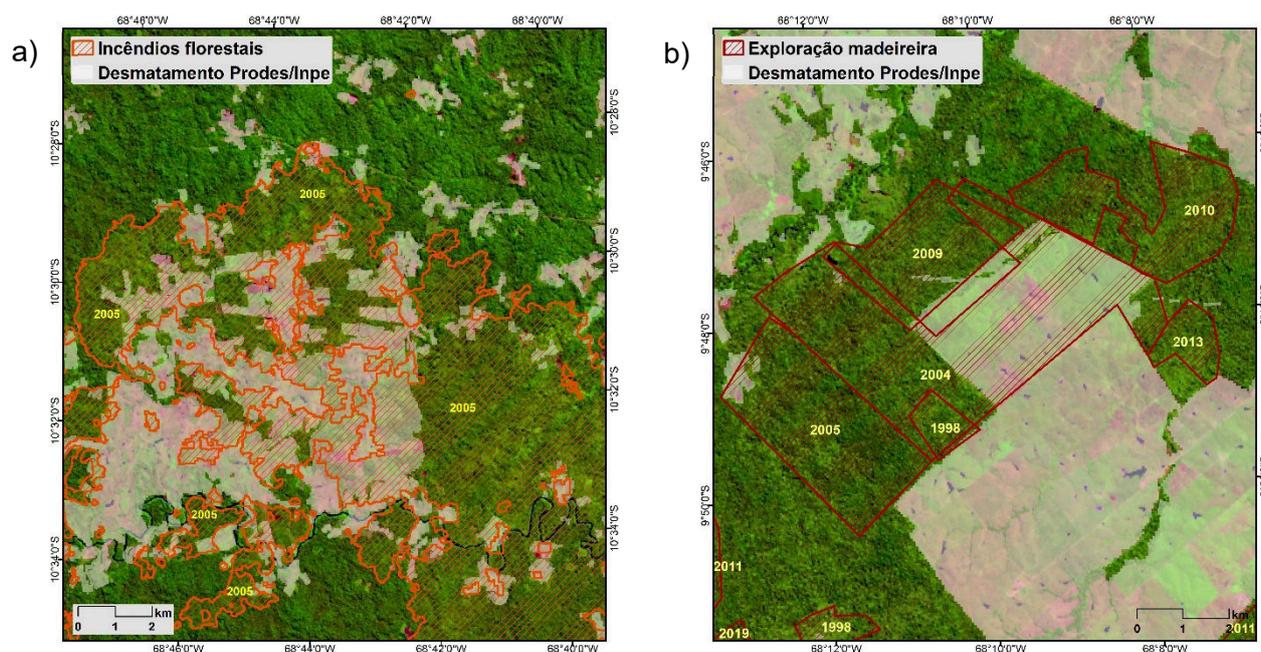


Figura 6. Exemplo da ocorrência de desmatamento em áreas degradadas por incêndios florestais a) e exploração madeireira b). Imagem do satélite Landsat de 03 de agosto de 2020.

3.2. DISCUSSÃO

3.2.1. Estimativa da degradação florestal

As estimativas da degradação florestal na Amazônia ainda é um desafio técnico, mesmo que havendo vários estudos que buscam realizar essas estimativas, mesmo que em escalas locais ou sub-regiões e para período de tempo curtos (LIMA et al., 2020; MATRICARDI et al., 2020; BARNI et al., 2021; SILVA et al., 2021; SILVA JUNIOR et al., 2021). Para os incêndios florestais tem tido estimativas mais consistentes tem sido produzidas (ALENCAR et al., 2011; ANDERSON et al., 2015; ARAGÃO et al., 2018; SILVA et al., 2018b). O impacto do fogo na floresta em pé, afeta sensivelmente a copa das árvores, que é detectável por imagens de satélite, como por exemplo o Landsat, por até 2 anos após o evento, dependendo da fitofisionomia florestal.

As estimativas de degradação florestal por exploração madeireira tem sido realizado observando o padrão comercial de corte seletivo de madeira (SOUZA et al., 2013; LIMA et al., 2020; MATRICARDI et al., 2020). Os resultados apresentados neste estudo mostram que em torno de 4,7% das florestas do Acre estão degradadas. Entretanto, a extração da florestal pode ocorrer em diversos padrões não observados em imagens de satélite, principalmente

por práticas ilegais (CPI-ACRE, 2013; WALLACE, 2019; CARDOSO; SOUZA JR., 2020; PRIZIBISCZKI, 2021; VITOR, 2021).

A degradação florestal por extração madeireira estimada neste estudo é um primeiro levantamento, mas que apresenta subestimada em relação a todos os possíveis tipos de extração madeireiras, legais e ilegais. Outra questão que deve ser levantada é a intensidade da extração madeireira, como o estudo de caso apresentado por Lima et al. (2018). Estas questões trazem ainda mais preocupação sobre a manutenção da floresta em pé e seus serviços ecossistêmicos, além dos desafios técnico-científicos necessários para melhorar a detecção de todos os tipos de explorações madeireiras.

3.2.2. Fatores que impulsionam a degradação florestal

Os fatores de degradação florestal apresentados neste estudo, possuem fatores diferentes que influenciam suas ocorrências, e que ajudam a compreender as variações anuais observadas na Figura 2. Os incêndios florestais são influenciados por queimadas antrópicas em áreas de desmatamento, agricultura e pastagens descontroladas que em sinergia com eventos de secas extremas, tornam a floresta susceptíveis ao impacto do fogo (SILVA et al., 2018b, 2021; BARLOW et al., 2019). A ocorrência desta sinergia entre fatores climáticos e pressões antrópicas tem ocorrido em uma dinâmica temporal de grandes incêndios florestais a cada 5 a 10 anos, como 2005 que afetou uma área de 350 mil ha.

A exploração madeireira tem sido impulsionada pelo mercado econômico da madeira e dificuldade de fiscalização pelo poder público. No Brasil, mesmo com o sistema eletrônico de transporte de produtos florestais conhecimento como DOF (Documento de Origem Florestal), que se constitui como uma licença obrigatória para o transporte e armazenamento de produtos florestais (IBAMA, 2016), muita madeira ainda é comercializada ilegalmente. No Estado do Acre, a maior ocorrência de exploração madeireira esta concentrada na região leste, entretanto, nos últimos 10 anos já se “interiorizando”, migrando para nova fronteira agrícola do estado, região centro do Estado. Foram identificadas 30 áreas de exploração madeireiros com uma área média por unidade explorada de 900 ha.

A sinergia entre a maior ocorrência de exploração madeireira e incêndios florestais podem aumentar a severidade da degradação florestal e tornar a floresta mais susceptíveis a novos eventos de degradação (BARNI et al., 2021). Os efeitos na degradação florestal por incêndios florestais e extração de madeira podem afetar a biodiversidade, estoque de carbono, composição florística e dinâmica local da evapotranspiração (FEARNSIDE;

BARBOSA; PEREIRA, 2013; BERENGUER et al., 2014; RAPPAPORT et al., 2018; ZICCARDI et al., 2019; NUMATA et al., 2021).

3.2.3. Consequências para a biodiversidade e seres humanos

A degradação ambiental constitui uma importante fonte de preocupação para a conservação ambiental, pois compromete drasticamente a biodiversidade, desequilibrando serviços ambientais e possuindo até mesmo potencial para afetar o clima em diferentes escalas, dependendo de sua magnitude (BARLOW et al., 2016; MATRICARDI et al., 2020). Processos naturais realizados pela diversidade de seres vivos em um sistema ecológico como a ciclagem de nutrientes, a formação dos solos ou a polinização, podem ser drasticamente afetados pela perda de biodiversidade em ambientes degradados, produzindo impactos negativos diretos sobre serviços de interesse humano como a oferta de madeira, estoques pesqueiros, qualidade da água e do solo em áreas de cultivo (CARDINALE et al., 2012). Em um estado como o Acre, cenários como este podem produzir efeitos catastróficos uma vez que grande da população do estado é formada por agricultores familiares, ribeirinhos, indígenas e extrativistas, cuja sobrevivência e a manutenção de seus modos de vida e costumes dependem diretamente da biodiversidade e de seus serviços.

A degradação florestal também afeta diretamente a saúde e a qualidade de vida de populações humanas devido ao favorecimento ao estabelecimento e circulação de vetores de patógenos humanos como é o caso de diversas espécies de mosquito (BURKETT-CADENA; VITTOR, 2018). Sendo assim, não é improvável haver relação direta entre o aumento de áreas degradadas a partir do ano 2000 no estado do Acre e a incidência de surtos de doenças como a dengue e a malária, bem como de novas doenças como a Zica e o Chikungunya no mesmo período.

4. CONCLUSÃO

Os resultados apresentados neste estudo trazem uma primeira estimativa do nível de degradação florestal que o estado do Acre. Entretanto, é necessário a continuidade das pesquisas como essas para ajudar a diminuir a subestimativa da exploração madeireira e a intensidade em que vem ocorrendo.

Os incêndios florestais têm como motor principal os eventos de secas extremas e descontrolado de queimadas antrópicas. Já a exploração madeireira tem como motor principal o mercado econômico. Entretanto, ambos tem sido influenciados negativamente pelo descontrolado da fiscalização pelo poder público.

A sinergia entre exploração madeireira, incêndios florestais e eventos climáticos de seca mais extremos podem trazer um cenário futuro de maior preocupação para a manutenção da integridade da floresta e seus serviços ecossistêmicos.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal do Acre Campus Floresta através do Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pelo suporte financeiro do Projeto AcreQueimadas CNPq/Prevfologbama N° 33/2018 e Verba Proap/PPGCA/UFAC 2021.

6. REFERÊNCIAS

ACHARD, F. et al. Determination of Deforestation Rates of the World's Humid Tropical Forests. **Science**, v. 297, n. 5583, p. 999–1002, 2002.

ALENCAR, A. et al. Temporal Variability of Forest Fires in Eastern Amazonia. **Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America**, v. 21, n. 7, p. 2397–2412, 2011.

ANDERSON, L. O. et al. Burn scar detection based on linear mixture model and vegetation indices using multitemporal data from MODIS/TERRA sensor in Mato Grosso State, Brazilian Amazon. **Acta Amazonica**, v. 35, n. 4, p. 445–456, 2005.

ANDERSON, L. O. et al. Disentangling the Contribution of Multiple Land Covers to Fire-Mediated Carbon Emissions in Amazonia during the 2010 Drought. **Global Biogeochemical Cycles**, v. 29, n. 10, p. 1739–1753, 2015.

ARAGÃO, L. E. O. C. et al. 21st Century Drought-Related Fires Counteract the Decline of Amazon Deforestation Carbon Emissions. **Nature Communications**, v. 9, n. 1, p. 536, 2018.

ARAGÃO, L. E. O. C.; SHIMABUKURO, Y. E. The Incidence of Fire in Amazonian Forests with Implications for REDD. **Science**, v. 328, n. 5983, p. 1275–1278, 2010.

- ASNER, G. P. et al. Selective Logging in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 310, n. 5747, p. 480–482, 2005.
- BARLOW, J. et al. Anthropogenic Disturbance in Tropical Forests Can Double Biodiversity Loss from Deforestation. **Nature**, v. advance online publication, p. 1–17, 2016.
- BARLOW, J. et al. Clarifying Amazonia’s burning crisis. **Global Change Biology**, v. 26, p. 1–3, 2019.
- BARLOW, J. B. et al. The critical importance of considering fire in REDD+ programs. **Biological Conservation**, v. 154, p. 1–8, 2012.
- BARNI, P. E. et al. Logging Amazon Forest Increased the Severity and Spread of Fires during the 2015–2016 El Niño. **Forest Ecology and Management**, v. 500, p. 119652, 2021.
- BERENQUER, E. et al. A Large-Scale Field Assessment of Carbon Stocks in Human-Modified Tropical Forests. **Global Change Biology**, v. 20, n. 12, p. 3713–3726, 2014.
- BURKETT-CADENA, N. D.; VITTOR, A. Y. Deforestation and Vector-Borne Disease: Forest Conversion Favors Important Mosquito Vectors of Human Pathogens. **Basic and Applied Ecology**, v. 26, p. 101–110, 2018.
- CARDINALE, B. J. et al. Biodiversity Loss and Its Impact on Humanity. **Nature**, v. 486, n. 7401, p. 59–67, 2012.
- CARDOSO, D.; SOUZA JR., C. **Sistema de monitoramento da exploração madeireira (Simex): estado do Pará 2017-2018**. Belém: Imazon, 2020.
- CARVALHO, A. L. et al. Natural regeneration of trees in selectively logged forest in western Amazonia. **Forest Ecology and Management**, v. 392, p. 36–44, 2017.
- CPI-ACRE. **Exploração ilegal de madeira na região transfronteiriça da Serra do Divisor - Acre/Ucayali** Comissão Pró-Índio do Acre, 2013. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/publicacao-acervo/exploracao-ilegal-de-madeira-na-regiao-transfronteiriça-da-serra-do-divisor-acre-ucayali/>>. Acesso em: 29 mar. 2022.
- D’ALMEIDA, C. et al. The Effects of Deforestation on the Hydrological Cycle in Amazonia: A Review on Scale and Resolution. **International Journal of Climatology**, v. 27, n. 5, p. 633–647, 2007.
- ELLWANGER, J. H. et al. Beyond Diversity Loss and Climate Change: Impacts of Amazon Deforestation on Infectious Diseases and Public Health. **Anais Da Academia Brasileira De Ciências**, v. 92, n. 1, p. e20191375, 2020.
- FEARNSIDE, P. M. Deforestation in Brazilian Amazonia: History, Rates, and Consequences. **Conservation Biology**, v. 19, n. 3, p. 680–688, 2005.
- FEARNSIDE, P. M.; BARBOSA, R. I.; PEREIRA, V. B. Emissões de gases do efeito estufa por desmatamento e incêndios florestais em Roraima: fontes e sumidouros. **Revista Agroambiente**, v. 7, n. 1, p. 95–111, 2013.

GERWING, J. J. Degradation of forests through logging and fire in the eastern Brazilian Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 157, n. 1–3, p. 131–141, 2002.

IBAMA. **Documento de Origem Florestal (DOF)**. Disponível em: <<http://www.ibama.gov.br/flora-e-madeira/dof/o-que-e-dof>>. Acesso em: 29 mar. 2022.

INPE. **Mapa de desmatamento PRODES**. Inpe, 2021. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/app/map/deforestation?hl=pt-br>>.

LIMA, T. A. et al. Spatial Patterns of Logging-Related Disturbance Events: A Multi-Scale Analysis on Forest Management Units Located in the Brazilian Amazon. **Landscape Ecology**, v. 35, n. 9, p. 2083–2100, 2020.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-Term Forest Degradation Surpasses Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020.

NUMATA, I. et al. Forest Evapotranspiration Dynamics over a Fragmented Forest Landscape under Drought in Southwestern Amazonia. **Agricultural and Forest Meteorology**, v. 306, p. 108446, 2021.

PINHEIRO, T. F. et al. Forest Degradation Associated with Logging Frontier Expansion in the Amazon: The BR-163 Region in Southwestern Pará, Brazil. **Earth Interactions**, v. 20, n. 17, p. 1–26, 2016.

PONTES-LOPES, A. et al. Drought-driven wildfire impacts on structure and dynamics in a wet Central Amazonian forest. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 288, n. 1951, p. 20210094, 2021.

PRIZIBISCZKI, C. **Exploração de madeira na Amazônia atinge 464 mil hectares em 2020**. Disponível em: <<https://oeco.org.br/reportagens/exploracao-de-madeira-na-amazonia-atinge-464-mil-hectares-em-2020/>>. Acesso em: 29 mar. 2022.

PUTZ, F. E. et al. Sustaining conservation values in selectively logged tropical forests: the attained and the attainable. **Conservation Letters**, v. 5, n. 4, p. 296–303, 2012.

RAPPAPORT, D. I. et al. Quantifying Long-Term Changes in Carbon Stocks and Forest Structure from Amazon Forest Degradation. **Environmental Research Letters**, 2018. Disponível em: <<http://iopscience.iop.org/10.1088/1748-9326/aac331>>. Acesso em: 22 maio. 2018.

SILVA, C. V. J. et al. Drought-Induced Amazonian Wildfires Instigate a Decadal-Scale Disruption of Forest Carbon Dynamics. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 373, n. 1760, p. 20180043, 2018a.

SILVA, S. S. da et al. Burning in Southwestern Brazilian Amazonia, 2016–2019. **Journal of Environmental Management**, v. 286, p. 112189, 2021.

SILVA JUNIOR, C. et al. Deforestation-Induced Fragmentation Increases Forest Fire Occurrence in Central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 305, 2018.

SILVA JUNIOR, C. H. L. et al. Amazonian Forest Degradation Must Be Incorporated into the COP26 Agenda. **Nature Geoscience**, v. 14, n. 9, p. 634–635, 2021.

SILVA, S. S. et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312–322, 2018b.

SILVA, S. S. et al. Impact of Fires on an Open Bamboo Forest in Years of Extreme Drought in Southwestern Amazonia. **Regional Environmental Change**, v. 20, n. 4, p. 127, 2020.

SOUZA, J. et al. Ten-Year Landsat Classification of Deforestation and Forest Degradation in the Brazilian Amazon. **Remote Sensing**, v. 5, n. 11, p. 5493–5513, 2013.

VITOR, L. **Em Acrelândia, polícia apreende madeira de exploração ilegal** **ac24horas**, 6 maio 2021. Disponível em: <<https://ac24horas.com/2021/05/06/em-acrelandia-policia-apreende-madeira-de-exploracao-ilegal/>>. Acesso em: 29 mar. 2022.

WALLACE, S. **Por dentro da difícil missão de combate à extração ilegal de madeira na Amazônia**. Disponível em: <<https://www.nationalgeographicbrasil.com/meio-ambiente/2019/09/por-dentro-da-dificil-missao-de-combate-a-extracao-ilegal-de-madeira-na-amazonia>>. Acesso em: 29 mar. 2022.

ZICCARDI, L. G. et al. Decline of Large-Diameter Trees in a Bamboo-Dominated Forest Following Anthropogenic Disturbances in Southwestern Amazonia. **Annals of Forest Science**, v. 76, n. 4, p. 110, 2019.

DISTRIBUIÇÃO DAS ESTRADAS E RAMAIS NO ESTADO DO ACRE NO PERÍODO DE 1984 A 2019

**Eric de Souza Nascimento¹, Sonaira Souza da Silva¹, Uilamir Costa de Alencar¹ e
Jessica Gomes da Costa¹**

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA), Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

O processo de ocupação da Amazônia ocorreu, e ainda ocorre, ao longo dos rios e estradas. Diversos estudos direcionam para uma forte correlação entre estradas, avanço do desmatamento e mudanças no uso da terra. O objetivo deste estudo foi mapear o surgimento e expansão das estradas no Acre, no período de 1984 a 2019, bem como suas influências sobre o desmatamento e uso da terra. Foram utilizadas 385 imagens/cenas dos satélites Landsat 5, 7 e 8 para recobrir todo o estado. Para datar o surgimento das estradas existentes e mapear as novas vias, utilizamos a base de dados do Cadastro Ambiental Rural (CAR) de 2014, utilizando o programa QGIS 3.6. O total de estradas para o Acre é de 19.664 km, sendo que 88% destas estão interligadas às rodovias federais e estaduais. Nos 35 anos de análise, foram acrescentadas 15.791 km (80% do total), um aumento de 508% ao que se tinha em 1984. Em média, a taxa de crescimento das estradas no Acre é de 6,4 % ano⁻¹ ou 1.258 km. As Terras Indígenas e Unidades de Conservação são fatores limitantes da expansão dos ramais no Acre, entretanto algumas unidades de conservação têm sofrido pressão do desmatamento e degradação florestal, favorecendo o surgimento de uma extensa rede de ramais em seu interior. A análise de 35 anos das estradas no Acre mostra a intensificação de surgimento de novas estradas, que devem ser monitoradas permanentemente, principalmente devido sua ligação com ilícitos ambientais, como invasão de terra, desmatamento e degradação florestal.

Palavras-chave: Amazônia, Estradas e Desmatamento.

ABSTRACT

The process of occupation of the Amazon took place, and still takes place, along rivers and roads. Several studies point to a strong correlation between roads, the advance of deforestation and changes in land use. The objective of this study was to map the emergence and expansion of roads in Acre, from 1984 to 2019, as well as their influences on deforestation and land use. 385 images/scenes from Landsat 5, 7 and 8 satellites were used to cover the entire state. To date the emergence of existing roads and map the new ones, we used the 2014 Rural Environmental Registry (CAR) database, using the QGIS 3.6 program. The total

of roads to Acre is 19,664 km, 88% of which are interconnected to federal and state highways. In the 35 years of analysis, 15,791 km were added (80% of the total), an increase of 508% compared to 1984. On average, the growth rate of roads in Acre is 6.4% year-1 or 1,258 km. Indigenous Lands and Conservation Units are limiting factors for the expansion of branches in Acre, however some conservation units have suffered pressure from deforestation and forest degradation, favoring the emergence of an extensive network of branches in their interior. The analysis of 35 years of roads in Acre shows the intensification of the emergence of new roads, which must be permanently monitored, mainly due to their connection with environmental illicit, such as land invasion, deforestation and forest degradation.

Keywords: Amazon, Roads and Deforestation.

1. INTRODUÇÃO

O processo de abertura de estradas está intimamente ligado ao desenvolvimento humano (MACIEL; SANTOS, 2007). O avanço dessas vias influencia a economia, política, social e ecológica sobre a região a ser por ela atravessada, abrindo assim novos horizontes para o desenvolvimento, possibilitando a comunicação com regiões anteriormente isoladas ou espacialmente inexploradas (PFAFF et al., 2007).

O processo de ocupação da Amazônia historicamente ocorreu ao longo dos rios e estradas, que viabilizaram o transporte de pessoas e de cargas. Esse processo teve início na década de 60 com a abertura de estradas pelo Governo Federal, que ocasionaram uma explosão da atividade madeireira em toda a Amazônia legal com a migração de agricultores e madeireiros das regiões Sul e Sudeste do País (FEARNSIDE, 2005, 2007; RIVERO et al., 2009).

A construção de estradas na Amazônia ainda é um desafio, por ora trazem benefícios sociais e econômicos, ora por provocar danos ambientais, econômicos e sociais, como exemplo as grandes estradas BR-319, BR-163 e BR-230 (SOARES-FILHO et al., 2004; FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005; FEARNSIDE, 2007; VILELA et al., 2020). A busca constante do equilíbrio ecológico-social-econômico é necessária para minimizar os impactos ambientais causados, sem comprometimento do desenvolvimento social regional.

Segundo Brandão Jr e Souza Jr. (2006), existem dois tipos de estradas predominantes na Amazônia: estradas oficiais e não oficiais. As primeiras interligam a região Norte ao resto do Brasil e foram construídas principalmente pelo Governo Federal na década de 70. As estradas não-oficiais possuem abrangência local e não aparecem nos mapas oficiais do Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) e do Instituto Brasileiro de

Geografia e Estatística (IBGE). Em geral, essas estradas foram construídas pela iniciativa privada, sem incentivos governamentais, para facilitar a exploração e o acesso aos recursos naturais e terras da Amazônia (BRANDÃO JR; SOUZA JR, 2006).

As estradas vicinais, também chamadas de ramais ou estradas rurais, são vias locais, geralmente municipais, podem ser pavimentadas ou não, que possuem pista única, tráfego reduzido e um padrão modesto de acabamento. Destinam-se a canalizar a produção para polos com maior estrutura para armazenagem e comercialização, bem como transporte de pessoas (MACIEL; SANTOS, 2007). No Acre, a exemplo da Amazônia, os ramais possuem importâncias que vão muito além do escoamento de produtos e suprimento das comunidades locais, tendo grande relevância social e melhoria na condição econômica, possibilitando conexões com demais formas de deslocamento e comunidades. Segundo Barni et al. (2012), o processo de construção das estradas vicinais na Amazônia ocorre a baixo custo, com intenso povoamento da área de entorno das vias, bem como instalação de assentamentos muitas vezes de forma ilegal, ocasionando extensas áreas de floresta desmatadas.

O estado do Acre possui grande parte dos ramais no Acre são irregulares, ou endógenos segundo o Imazon (Instituto do Homem e Meio Ambiente da Amazônia). Estes tipos de ramais trazem vários impactos ambientais e socioeconômicos, tendo em vista a deficiência na fiscalização estadual dessas vias e a falta de regulamentação específica que supra toda a problemática envolvida na criação destes ramais no Acre e na Amazônia em geral (FEARNSIDE, 2007; NASCIMENTO et al., 2021).

Em estudos preliminares utilizando dados do Zoneamento Ecológico-Econômico (ZEE) dos anos 2000, 2006 e 2014, constatou-se um crescimento da abertura de ramais em todo o Estado do Acre de 11.316 km entre 2000 e 2014, representando um aumento de 412%. O período com maior expansão da rede de ramais foi entre 2000 a 2006, saindo de 2.744 km para 10.639 km, um aumento de 288%. Essa tendência do crescimento de ramais é semelhante às taxas de desmatamento (PRODES/INPE), onde o período com as maiores taxas anuais de desmatamento foi no período de 2000 a 2003.

Neste contexto, este estudo analisou os padrões de crescimento das estradas no estado do Acre para os anos de 1984 a 2019, bem como suas influências sobre o desmatamento e uso da terra.

2. MÉTODOS

2.1. ÁREA DE ESTUDO

A área de estudo está geograficamente localizada no sudoeste da Região Norte, entre as latitudes de $-7^{\circ}06'56''$ N e longitude $-73^{\circ}48'05''$ N, latitude de $-11^{\circ}08'41''$ S e longitude $-68^{\circ}42'59''$ S, com altitude média de 200m. Os limites do Estado do Acre são formados por fronteiras internacionais com Peru (Oeste) e Bolívia (Sul) e por divisas estaduais com os estados do Amazonas (Norte) e Rondônia (Leste). Com área total de 152.581,4 km² possui 5 unidades administrativas, sendo dividido por 22 municípios (Figura 1). As cidades mais populosas são: Rio Branco, Cruzeiro do Sul, Feijó, Tarauacá e Sena Madureira.

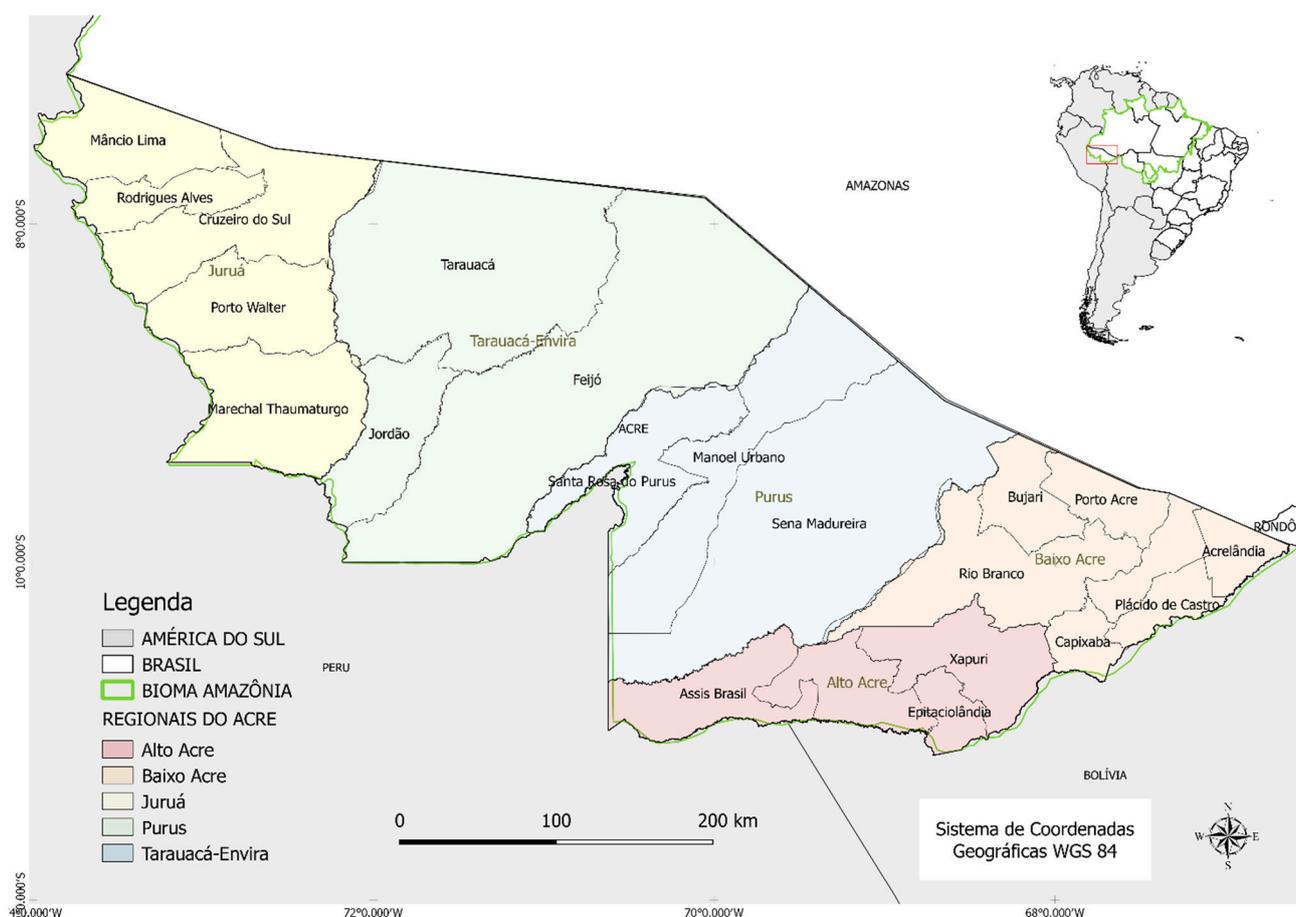


Figura 1. Localização da área de estudo.

2.2. COLETA DOS DADOS

As imagens de satélite utilizadas nesta pesquisa foram da missão Landsat 5, 7 e 8 sensores TM e OLI, com resolução de imagem de 30 metros, acessadas gratuitamente pelo site: United States Geological Survey (USGS) e Google Earth Engine. Para a construção do mosaico para recobrir o Estado do Acre, são necessárias 14 cenas, mas dessas foram destinadas apenas 11 cenas para análise dos dados. As imagens foram escolhidas de julho a setembro, sendo a escolha das imagens analisadas a partir da quantidade de interferências contidas. Para o período de 1984 a 2011 usamos o Landsat 5 com sensor TM. Para o ano de 2012 usamos o Landsat 7 com sensor TM, e para o período de 2013 a 2017 usamos Landsat 8 com sensor OLI. Na totalidade foram analisadas 385 imagens/cenas dos satélites Landsat, com extensão de uma imagem/cena igual a 170 km no eixo Norte Sul, e 183 km no sentido Leste-Oeste.

2.3. IDENTIFICAÇÃO DOS RAMAIS

Foi utilizado como base o mapeamento das estradas realizado pelo Zoneamento Ecológico Econômico do estado do Acre para o ano de 2006 e o Cadastro Ambiental Rural (CAR) para 2014. Como base nestes dados, utilizaremos imagens de satélite anuais para definir o ano de abertura/criação das estradas com base na interpretação visual das imagens Landsat 5 e 7 RGB bandas 1-2-3 e Landsat 8 RGB bandas 2-3-4. Para o período de 2014 a 2017, as novas estradas foram digitalizadas e inseridas a base de dados, tendo como parâmetro a interpretação visual das imagens Landsat.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estado do Acre, grande parte das estradas vicinais estão localizadas na região leste, onde localizam-se as regionais administrativas do alto e baixo Acre (Figura 2). No total identificamos uma extensão de 19.664 km de estradas. Diante da base de dados que já tínhamos do CAR 2014, não observamos a existência de 266 trechos ou 439 km, sendo assim estes foram definidos como “não mapeados” e desconsiderados em nosso estudo.

Este estudo apresenta uma base de dados inovadora em toda a Amazônia, trazendo uma abordagem temporal, 35 anos de reconstrução do histórico das estradas, e espacial, recobrando toda uma unidade da federal, o Estado do Acre. Estudos semelhantes foram realizados por Nascimento et al. (2021) para o estado do Acre entre 2007 e 2019 e por Brandão Jr e Souza Jr (2006) para parte do Pará entre 1990 e 2001.

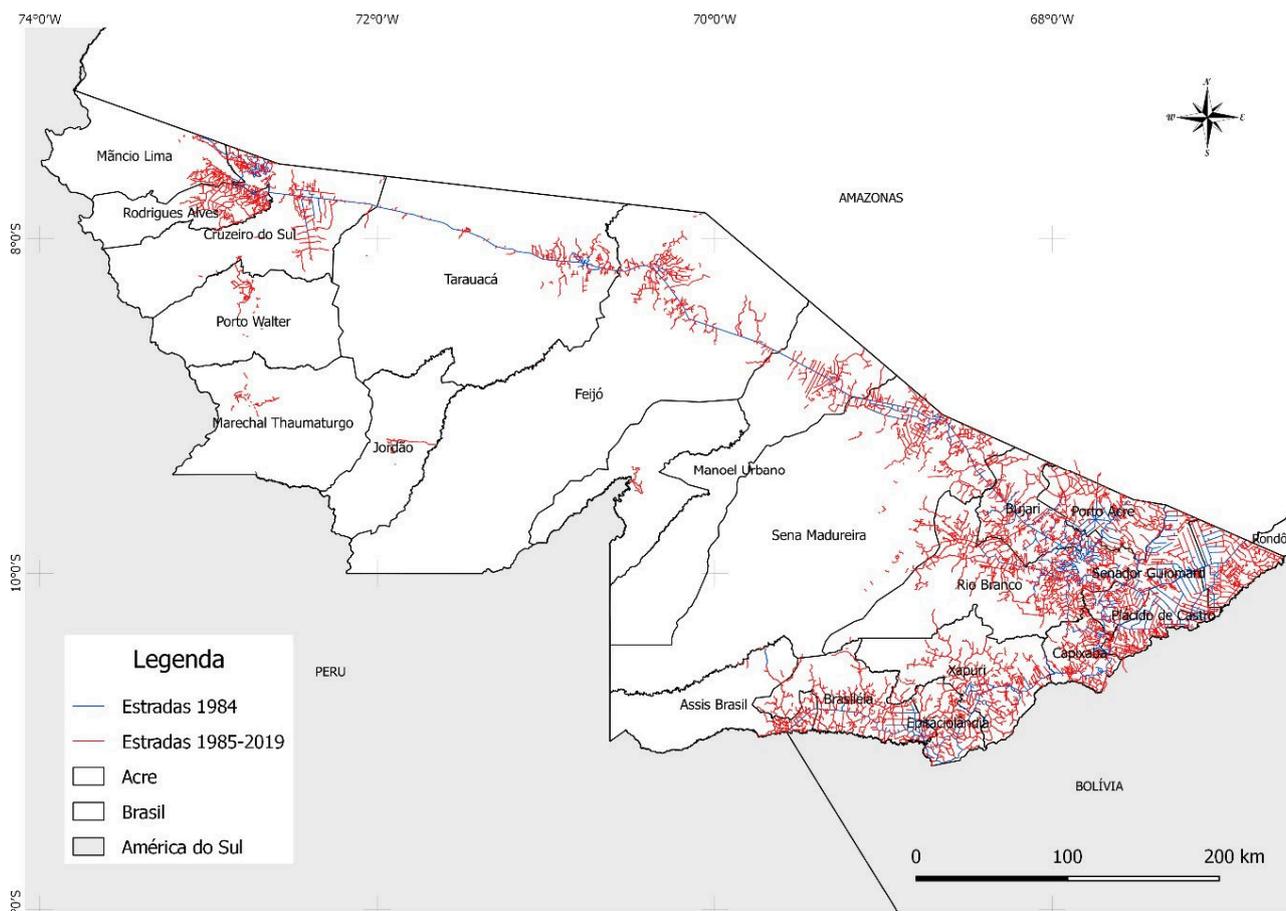


Figura 2. Distribuição espaço-temporal das estradas do estado do Acre.

As estradas estão presentes em todos os 22 municípios do Acre, e grande parte das estradas vicinais 87,9% estão interligadas direta e indiretamente as rodovias federais (BR-307, BR-317, BR-364) e rodovias estaduais (AC 40, AC 99, AC 400, AC 405). Porém, é importante destacar que todas as estradas dos municípios de Porto Walter, Marechal Thaumaturgo, Jordão e Santa Rosa do Purus não estão interligados as rodovias federais, instituindo assim uma forma diferente no estabelecimento de estradas no Acre.

Nos 35 anos avaliados, a quantidade de estradas acrescidas ao que já tinha em 1984 foi de 15.791 km (80%), representando um aumento de 508% (Figura 2). O ano com maior

aumento foi em 2006, com 1.325 km, sendo que os 3 maiores anos de aumento foram em 1985, 2006 e 2019. O ano de 2019 se caracterizou como uma mudança na política de criação de estradas no Acre, pois visivelmente o estado vinha em uma decrescente, com baixas e aumento graduais, que nos últimos 11 anos representava uma queda na expansão. Apesar disso, nos últimos 12 anos a quantidade de estradas que surgiram foram em média ~ 2% maior, quando comparada à média de todo o período de análise.

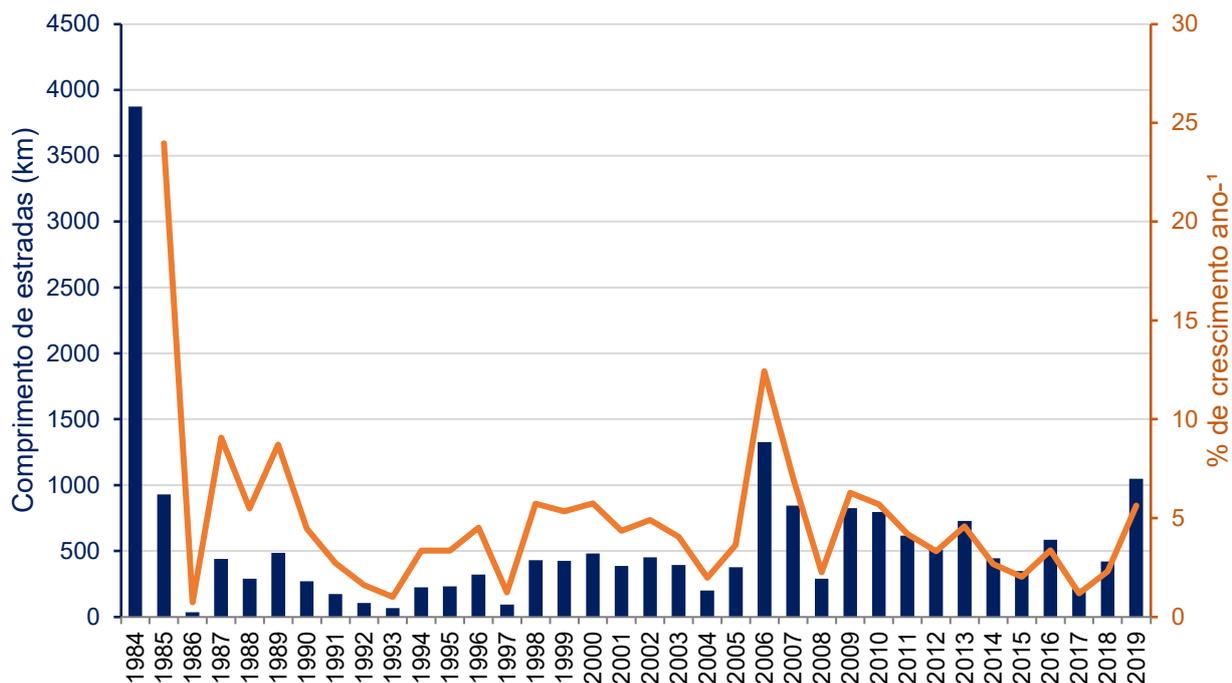


Figura 2. Quantificação dos ramais no Acre no período de 1984 a 2019.

Dos 22 municípios, o que possui maior extensão de estradas é a capital Rio Branco, seguido por Senador Guiomard e Sena Madureira, respectivamente 2.981 km, 1.603 km e 1.595 km (Tabela 1). A presença de Senador Guiomard como o terceiro município com maior quantidade de estradas é contrária ao tamanho do município, levantando sinal de alerta para a alta densidade de estrada em relação a área de seu território, pois possivelmente espera-se que este seja bastante degradado em virtude de ser o 4º menor em extensão. Da mesma forma o município

Em média, a taxa de crescimento das estradas no Acre é de 6,4% ano⁻¹ ou 1.258 km. Somente os municípios de Porto Walter, Marechal Thaumaturgo, Jordão e Santa Rosa do Purus, ultrapassam a média anual do Estado (Tabela 1). O município de Jordão, nos últimos 13 anos, vem ampliando sua rede de ramais a uma taxa média de 46% ano⁻¹, sendo quase 7x maior que a média do estado. Quando observamos a expansão de Jordão, percebe-se

que no ano de 2010 o crescimento foi de 354% ano⁻¹, sendo que nos anos anteriores o crescimento de Jordão foi 0% ano⁻¹. Assim, para Jordão, o ano 2010 deu início a tendência de crescimento, saindo de 3 km em 2009 para 61,5 km em 2017. Tal taxa de crescimento é de compreensível, tendo em vista o crescimento econômico e social deste município, que é o mais isolado geograficamente do Acre, e acessível apenas por via aérea ou aquática. Quando analisamos ano a ano a taxa de crescimento das estradas, percebemos que os anos com maior pico foram os de 1985, 1999, 2006 e 2010, anos que coincidem com períodos de extrema seca no Brasil e na Amazônia (Figura 2).

Tabela 1. Ranking dos municípios do Estado do Acre por extensão, desmatamento e crescimento médio de estradas/ano⁻¹.

Ordem	Município	Comprimento (Km)	Desmata Mento (Km)	Crescimento Anual (1984-2019)
1°	Rio Branco	3.240	2762	3,8%
2°	Sena Madureira	1.757	1716	4,9%
3°	Senador Guimard	1.692	1948	2,3%
4°	Xapuri	1.629	1336	4,4%
5°	Bujari	1.585	1258	3,5%
6°	Porto Acre	1.488	1417	3,3%
7°	Brasiléia	1.464	1405	5,0%
8°	Plácido de Castro	1.298	1043	3,1%
9°	Feijó	1.210	1471	4,4%
10°	Cruzeiro do Sul	1.209	1182	3,4%
11°	Acrelândia	1.165	885	3,9%
12°	Capixaba	1075	1556	3,7%
13°	Epitaciolândia	1.021	918	3,0%
14°	Tarauacá	885	1564	2,6%
15°	Rodrigues Alves	802	509	5,4%
16°	Manoel Urbano	727	279	4,0%
17°	Assis Brasil	631	390	3,3%
18°	Mâncio Lima	427	422	4,8%
19°	Porto Walter	155	216	25,1%
20°	Marechal Thaumaturgo	87	262	23,8%
21°	Jordão	62	93	14,9%
22°	Santa Rosa do Purus	60	165	8,0%

Ahmed et al. (2013) mostram que as maiores taxas de crescimento na extensão de estradas na Amazônia brasileira estão ao longo do Arco do Desmatamento. Os padrões identificados neste estudo mostram que o Acre está expandindo sua fronteira agrícola e de ocupação para o interior do estado, como Jordão, Marechal Thaumaturgo, Porto Walter e Santa Rosa do Purus. A expansão de estradas em municípios isolados gera preocupação com a falta de planejamento e monitoramento do governo, o que levará ao desmatamento e fragmentação florestal descontrolada, especulação imobiliária, operações extrativistas, aumento do risco de incêndios e perda de biodiversidade e carbono, sem garantir desenvolvimento econômico e social para a região (FEARNSIDE, 2007; BARBER et al., 2014; MATRICARDI et al., 2020).

Quanto à análise fundiária das estradas em relação às áreas protegidas (Terras Indígenas – TI, e Unidades de Conservação Estaduais e Federais – UCs), a quantidade de estradas presente dentro dessas terras é de 2.198 km. Podemos afirmar que as estradas não estão presentes em todas as TIs. As áreas onde foram localizadas estão ao noroeste do estado, às margens das rodovias BR 364, sendo elas: Campinas Katukina, Igarapé do Caucho, Jaminawa do Rio Caeté, Kaxinawá Colônia Vinte e Sete, Katukina/Kaxinawá, Kaxinawá Seringal Independência, Mamoadate, Nawa e Nukini e Poyanawa. O total de ramais nas TIs é de 72 km (0,4%), sendo este um número baixo comparado aos 19.366 km existentes em todo o estado. Porém, nos 10 anos avaliados de 2007 a 2017 teve-se um crescimento de 50% das estradas nessas áreas. Nas TI Jaminawa do Rio Caeté e Katukina/Kaxinawá todos os ramais existentes são de 2007-2017, mas nas TI Nawa, Nukini e Poyanawa todos os ramais existentes são anteriores a 2007. Ou seja, nestas 3 últimas citadas, o crescimento de estradas foi nulo, o que é algo louvável tendo em vista a extensão destes territórios. As TI não listadas na tabela, não possuem, estradas em sua extensão (Tabela 2).

Da mesma forma que observamos nas Terras Indígenas, as Unidades de Conservação são fatores limitantes da expansão. Mesmo assim, 2.125 km (10,8%) das estradas estão presentes nas UCs do Acre, sendo que 52% (1.121 km) de todas essas vias presentes na Reserva Extrativista Chico Mendes. Neste mesmo período, o número de estradas dentro de todas as UCs no Acre cresceu 60% (1.272,6 km). Nas UCS Área de Relevante Interesse Ecológico Seringal Nova Esperança, Floresta Estadual do Antimary e Floresta Nacional Santa Rosa do Purus as vias existentes são todas dos últimos 13 anos avaliados. As UCs não listadas na tabela não possuem estradas em sua extensão (Tabela 2).

Tabela 2. Rank das dez Unidades de Conservação, Terras Indígenas e Projetos de Assentamento no Acre com maiores extensões.

Terras Indígenas	Estradas	Unidade de Conservação	Estradas	Projeto de Assentamento	Estradas
Campinas Katukina	25 km	Resex Chico Mendes	1121 km	Pedro Peixoto	2158 km
Katukina/Kaxinawá	21 km	Apa São Francisco	291 km	Boa Esperança	612 km
Poyanawa	8 km	Floes Antimary	109 km	Humaitá	617 km
Jaminaua do Rio Caeté	5 km	Resex Cazumbá – Iracema	105 km	Santa Luzia	470 km
Igarapé do Caucho	4 km	Apa Amapá	142 km	Quixadá	449 km
Mamoadate	3 km	Resex Alto Juruá	35 km	Mário Lobão	373 km
Nawa	3 km	Floes Mogno	58 km	Santa Quitaria	373 km
Nukini	1,3 km	Floes Rio Gregório	21 km	Remanso	356 km
Kaxinawá Seringal Independência	0,4 km	Resex Riozinho da Liberdade	42 km	Figueira	226 km
Kaxinawá Colônia Vinte e Sete	0,6 km	Floes Rio Liberdade	24 km	Jamil Jereissati	217 km

A principal justificativa para a construção e pavimentação de estradas na Amazônia é o desenvolvimento econômico, como ocorreu com a BR-319, BR-163, Rodovia Interoceânica e a proposta de Rodovia Cruzeiro do Sul-Pucallpa, onde esta última tem seu traçado planejado passando pelo Parque Nacional da Serra do Divisor (JARDIM, 2013; BARALOTO et al., 2015; VALDES, 2020; RUARO; LAURANCE, 2021). No entanto, a falta de governança sobre a expansão das malhas rodoviárias na Amazônia é influenciada pela especulação imobiliária e mercados de commodities, negligenciando os impactos ambientais e socioeconômicos em escala local e regional (FEARNSIDE; GRAÇA, 2006; PERZ et al., 2012; VILELA et al., 2020).

4. CONCLUSÃO

No âmbito desta pesquisa observamos que nos 35 anos avaliados houve um aumento significativo nas estradas no Acre, sendo que para os últimos 13 anos observamos que há uma maior tendência ao crescimento de estradas. A partir desses dados é possível dizer que se tratando da média anual de surgimento de estradas, a tendência é surgir a partir de 2020

o equivalente a 2x a distância entre as Cidades de Cruzeiro do Sul – Rio Branco por estrada (1.317 km), algo preocupante quando se observa o impacto negativo destas vias sobre a vegetação.

De fato, as Terras Indígenas e Unidades, de Conservação são grandes fatores limitantes da expansão dos ramais no Acre, corroborando assim com os dados de desmatamento, que em nível amazônico instituem esses territórios como fatores restritivos de expansão. De todas as UCs, a que mais sofre com a expansão dos ramais é a RESEX Chico Mendes, que notoriamente está sendo invadida pelas estradas e pelo desmatamento associado a estes. Da mesma forma, os projetos de assentamento são grandes áreas que contribuem não só para o aumento explosivo do número de estradas, como também para aumento do desmatamento dentro dessas áreas.

A análise de 35 anos das estradas no Acre mostra a intensificação de surgimento de novas estradas, que devem ser monitoradas permanentemente, principalmente devido sua ligação com ilícitos ambientais, como invasão de terra, desmatamento e degradação florestal.

5. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal do Acre Campus Floresta através do Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pelo suporte financeiro da Verba Proap/PPGCA/UFAC 2021.

6. REFERÊNCIAS

AHMED, S. E. et al. Temporal Patterns of Road Network Development in the Brazilian Amazon. **Regional Environmental Change**, v. 13, n. 5, p. 927–937, 2013.

BARALOTO, C. et al. Effects of road infrastructure on forest value across a tri-national Amazonian frontier. **Biological Conservation**, v. 191, p. 674–681, 2015.

BARBER, C. P. et al. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. **Biological Conservation**, v. 177, p. 203–209, 2014.

BARNI, P. E.; FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. de A. Desmatamento no sul do estado de Roraima: padrões de distribuição em função de projetos de assentamento do INCRA e da

distância das principais rodovias (BR-174 e BR-210). **Acta Amazonica**, v. 42, n. 2, p. 195–204, 2012.

BRANDÃO JR, A. O.; SOUZA JR, C. M. Mapping unofficial roads with Landsat images: a new tool to improve the monitoring of the Brazilian Amazon rainforest. **International Journal of Remote Sensing**, v. 27, n. 1, p. 177–189, 2006.

FEARNSIDE, P. M. Desmatamento na Amazônia brasileira: história, índices e conseqüências. **Megadiversidade**, v. 1, p. 113–123, 2005.

FEARNSIDE, P. M. Brazil's Cuiabá- Santarém (BR-163) Highway: The Environmental Cost of Paving a Soybean Corridor Through the Amazon. **Environmental Management**, v. 39, n. 5, p. 601, 2007.

FEARNSIDE, P. M.; GRAÇA, P. M. L. de A. BR-319: Brazil's Manaus-Porto Velho Highway and the Potential Impact of Linking the Arc of Deforestation to Central Amazonia. **Environmental Management**, v. 38, n. 5, p. 705–716, 2006.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157–166, 2005.

JARDIM, A. **Estrada do Pacífico integra economia e cultura com o Peru** Notícias do Acre, 21 jun. 2013. Disponível em: <<https://agencia.ac.gov.br/estrada-do-pacifico-integra-economia-e-cultura-com-o-peru/>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

MACIEL, J. S. C.; SANTOS, M. S. Diagnóstico ambiente de estradas vicinais na Amazônia. Em: Congresso de Pesquisa e Ensino em Transporte, Rio de Janeiro. **Anais...** Em: CONGRESSO DE PESQUISA E ENSINO EM TRANSPORTE. Rio de Janeiro: 2007. Disponível em: <<http://redpgv.coppe.ufrj.br/index.php/pt-BR/producao-da-rede/artigos-cientificos/2007-1/317-diagnostico-ambiental-vicinais-amazonia-a/file>>.

MATRICARDI, E. A. T. et al. Long-Term Forest Degradation Surpasses Deforestation in the Brazilian Amazon. **Science**, v. 369, n. 6509, p. 1378–1382, 2020.

NASCIMENTO, E. de S. et al. Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019. **Land**, v. 10, n. 2, p. 106, 2021.

PERZ, S. G. et al. Regional Integration and Local Change: Road Paving, Community Connectivity, and Social–Ecological Resilience in a Tri-National Frontier, Southwestern Amazonia. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 35–53, 2012.

PFAFF, A. et al. Road Investments, Spatial Spillovers, and Deforestation in the Brazilian Amazon. **Journal of Regional Science**, v. 47, n. 1, p. 109–123, 2007.

RIVERO, S. et al. Pecuária e desmatamento: uma análise das principais causas diretas do desmatamento na Amazônia. **Nova Economia**, v. 19, n. 1, p. 41–66, 2009.

RUARO, R.; LAURANCE, W. F. Pending Bill Could Devastate Brazil's Serra Do Divisor National Park. **Nature Ecology & Evolution**, p. 1–2, 2021.

SOARES-FILHO, B. et al. Simulating the Response of Land-Cover Changes to Road Paving and Governance along a Major Amazon Highway: The Santarém–Cuiabá Corridor. **Global Change Biology**, v. 10, n. 5, p. 745–764, 2004.

VALDES, A. **Conclusão da BR-163, um sonho realizado** ABIFER, 20 mar. 2020. . Disponível em: <<https://abifer.org.br/conclusao-da-br-163-um-sonho-realizado/>>. Acesso em: 28 abr. 2020.

VILELA, T. et al. A Better Amazon Road Network for People and the Environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 13, p. 7095–7102, 2020.

IMPACTOS DA RODOVIA PROPOSTA CRUZEIRO DO SUL- PUCALLPA NA AMAZÔNIA SUL-OCIDENTAL

Antonio Willian Flores de Melo¹, Sonaira Souza da Silva¹, Igor Oliveira¹, David Salisbury², Stephane Spera², Leandra Bordignon¹ e Foster Brown^{1,3}

1. Universidade Federal do Acre (UFAC) Campus Floresta, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade de Richmond, Departamento de Geografia e Meio Ambiente, Estados Unidos da América;
3. Centro de Pesquisas Climáticas Woodwell, Estados Unidos da América.

RESUMO

A construção de estradas pavimentadas representa um avanço importante no desenvolvimento de infraestrutura e interconexão entre regiões, permitindo o fluxo de produtos, serviços e pessoas. Todavia, estes empreendimentos ocasionam uma série de impactos negativos de ordem econômica, social e ambiental. Assim, neste texto nos propomos a identificar, discutir e debater potenciais impactos oriundos da proposta de construção de uma ligação terrestre entre os municípios de Cruzeiro do Sul (Brasil) e Pucallpa (Peru). Impactos sobre áreas florestadas, biodiversidade, recursos hídricos, saúde e segurança das populações diretamente afetadas, povos indígenas, situação fundiária e a ameaça iminente ao Parque Nacional Serra do Divisor são apresentados e discutidos à luz de estudos que mostram impactos causados por rodovias em diversas regiões da Amazônia. Desta forma, além de alertar a população que será diretamente afetada pela proposta, ressaltamos a importância da responsabilidade e atuação do poder público em conformidade com os anseios da sociedade na realização de empreendimentos desta natureza.

Palavras-chave: Rodovia, Floresta Tropical, Socio biodiversidade, Estado do Acre e América do Sul.

ABSTRACT

The construction of paved roads represents an important advance in the development of infrastructure and interconnection between regions, allowing the flow of products, services and people. However, these projects cause a series of negative impacts of an economic, social and environmental nature. Thus, in this text we propose to identify, discuss and debate potential impacts arising from the proposed construction of a land connection between the municipalities of Cruzeiro do Sul (Brazil) and Pucallpa (Peru). Impacts on forested areas, biodiversity, water resources, health and safety of directly affected populations, indigenous peoples, land tenure situation and the imminent threat to Serra do Divisor National Park are presented and discussed in the light of studies that show impacts caused by highways in

different regions. from the Amazon. In this way, in addition to alerting the population that will be directly affected by the proposal, we emphasize the importance of the responsibility and action of the public power in accordance with the aspirations of society in carrying out projects of this nature.

Keywords: Highway, Tropical Forest, Sociobiodiversity, State of Acre and South America.

1. INTRODUÇÃO

Rodovias são um importante fator de impactos ambientais, sendo o principal vetor para a expansão do desmatamento para atividades econômicas como pecuária, agricultura, exploração mineral e plantio e substituição de pastagem por soja (LAURANCE, 2015). A construção e/ou pavimentação de rodovias são realizadas como demandas locais de atividades econômicas agrícolas, e implementadas por diversas economias do mundo para impulsionar o transporte de commodities e infraestrutura de energia (LAURANCE, 2015; LAURANCE; GOOSEM; LAURANCE, 2009). Desta forma, do ponto vista dos impactos ambientais advindos da construção de rodovias, não basta analisar o seu impacto na Área Diretamente Afetada, é necessário analisar em escalas espaciais e temporais diferentes, uma vez que sua efetivação impulsiona diversos fatores, criando uma rede exponencial de impactos ambientais.

Para abordar os impactos potenciais da proposta de rodovia de conexão terrestre entre as cidades de Cruzeiro do Sul-Acre-Brasil a Pucallpa-Ucayali-Peru (doravante denominada Rodovia Cruzeiro do Sul-Pucallpa) localizada na Amazônia Sul Ocidental discutiremos em tópicos os impactos esperados e os desafios que uma estrada como esta podem trazer a região.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. CARACTERIZAÇÃO DA REGIÃO DA RODOVIA PROPOSTA CRUZEIRO DO SUL-PUCALLPA

A região onde será implementada a proposta de construção da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa, abrange um raio de 40 km a partir do eixo central do trajeto proposto da rodovia, que foi denominada como área de influência do empreendimento (Figura 1). Essa

definição levou em consideração o que estabelece a Portaria Interministerial Nº 60/2015 (MMA, 2015), o Termo de Referência do Edital Nº 0130/21-00 do Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) (DNIT, 2021), bem como, a Ficha de Caracterização de Atividade elaborada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) no âmbito do Processo nº 02001.021172/2020-94 que versa sobre o licenciamento ambiental do empreendimento (IBAMA, 2020).

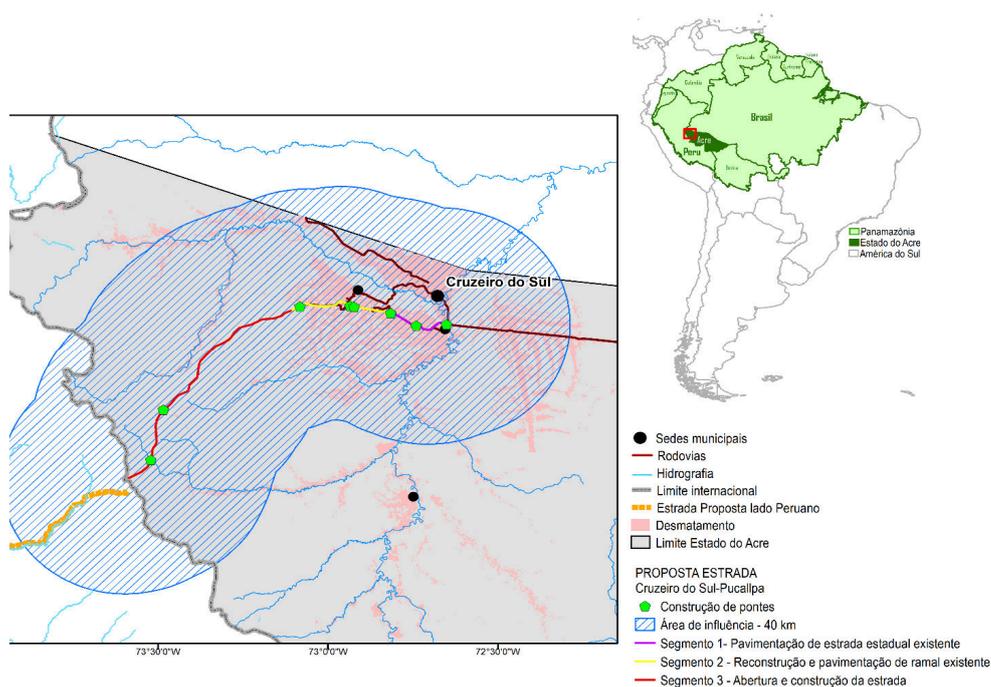


Figura 1. Localização da área de influência da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa no Estado do Acre, Brasil.

2.2. IMPACTO PELO DESMATAMENTO E DEGRADAÇÃO FLORESTAL

Uma vez que os principais tipos de uso da terra, demandados e/ou impulsionados pelas rodovias, implicam em corte raso da floresta, o desmatamento é o principal e o mais imediato dos impactos ambientais provocados pela construção e pavimentação de rodovias na Amazônia (SOUTHWORTH et al., 2011). A análise de Ferreira et al. (2005) mostrou que 50% do desmatamento na Amazônia está situado até 10 km de distância das estradas. Já a avaliação de 75 propostas de projetos para construção de novas estradas ou asfaltamento na Bacia Amazônica, feita por Vilela et al. (2020), mostra que a finalização da BR 364, no

Estado do Acre, entre as cidades de Rio Branco até Cruzeiro do Sul, tem o um dos maiores riscos de aumento do desmatamento, na ordem de 2000 a 5700 km² até 2030.

Há também estudos que demonstram que o asfaltamento de outras rodovias na Amazônia impulsiona a ocupação irregular e o desmatamento ao longo desses empreendimentos. Santos Junior et al. (2018) estimam que, devido ao asfaltamento da BR 319 que liga Porto Velho (RO) a Manaus (AM), o desmatamento pode aumentar em até 528% em relação ao desmatamento atual até 2050, considerando somente estradas e ramais já existentes. Caso não haja controle governamental e novas estradas e ramais sejam criados após a pavimentação da BR-319, o desmatamento pode aumentar em 662% até 2050.

No estado do Acre, as rodovias BR-364 e BR-317, após abertura e pavimentação, impulsionaram a expansão de extensas redes de ramais. O estudo de Nascimento et al. (2021), mostra que entre 2007 e 2019, a média anual de abertura de novos ramais foi de 590 km por ano. O mesmo estudo, mostra que a taxa de expansão de ramais pode aumentar quando ocorre o enfraquecimento das políticas públicas, como por exemplo em 2019, ano em que houve comprometimento das políticas ambientais nos âmbitos federal e estadual. Neste ano, a taxa de expansão foi de 1.050 km, quase o dobro da média do período estudado. Além disso, Nascimento et al. (2021) também mostra que houve um aumento de 240% de ramais dentro de Unidades de Conservação.

O desmatamento e a fragmentação florestal, impulsionados pela construção de estradas, aumentam a susceptibilidade da floresta a incêndios (SILVA JUNIOR et al., 2018; BERENQUER et al., 2021). No período de 2005 a 2015 as taxas de desmatamento na Amazônia tiveram declínio de 78% em relação à média histórica (PRODES, 2020), no entanto, a incidência de incêndios e queimadas se mantiveram acima da média histórica de 150.957 km²/ano (MAPBIOMAS, 2021). Estas informações mostram a importância desse aspecto como fator de degradação ambiental. No Acre, Silva et al. (2018) mapearam 525 mil ha de incêndios florestais no período de 1984-2016, e 550 mil ha de queimadas em áreas já consolidadas (pastagens, agricultura ou desmatamentos recentes) somente no período de 2016-2019 (SILVA et al., 2021b).

2.3. BIODIVERSIDADE

A área de influência da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa apresenta alta diversidade de mamíferos (CALOURO, 1999; MEDINA et al., 2015), aves (WHITNEY; OREN; BRUMFIELD, 2004; BIANCALANA; MAGALHÃES, 2016), flora (GOLDENBERG;

MEIRELLES, 2011; FIASCHI; PLUNKETT, 2016), peixes (ALBERT et al., 2011), insetos (DOLIBAINA et al., 2012; KAMINSKI et al., 2020), répteis (BERNARDE; SOUZA; VALE, 2011; BERNARDE; ALMEIDA, 2020) e anfíbios (SOUZA, 2005). Somente no Parque Nacional da Serra do Divisor (PNSD), de acordo com seu plano de manejo, foram catalogadas 720 espécies vegetais e 1.233 da fauna (102 de mamíferos, 485 de aves, 40 de répteis, 100 de anfíbios, 299 de aranhas, 29 de opiliões, 161 de himenópteros e 21 de tabanídeos) (SCARCELLO; PASSOS, 1998).

Muitas dessas espécies são endêmicas da região, não ocorrendo em nenhum outro lugar do mundo. O caso mais conhecido é da ave chamada choca-do-acre (*Thamnophilus divisorius*), espécie descoberta em 1996 no Acre e descrita em 2004 (WHITNEY; OREN; BRUMFIELD, 2004), que fomenta atualmente parte do ecoturismo na região e pode se tornar uma espécie ameaçada de extinção com a implementação do empreendimento (MUNIZ, 2020). No entanto, existem muitas outras espécies como o anfíbio *Ranitomeya cyanovittata* (PEREZ-PEÑA et al., 2010), a espécie de planta *Schefflera prancei* (FIASCHI; PLUNKETT, 2016) e o primata Cacaiao - *Calvus ucayalii* (CALOURO, 2015), que podem se tornar ameaçados pela restrição de áreas de distribuição geográfica entre os mamíferos, sensíveis a pequenas mudanças ambientais.

Rodovias estão associadas a grande quantidade de fatores responsáveis pela perda de biodiversidade, tais como fragmentação e destruição de habitats (SCANES, 2018), efeito de borda (FUENTES-MONTEMAYOR et al., 2009), invasão por espécies exóticas (KOTOWSKA; PÄRT; ŽMIHORSKI, 2021; LIU et al., 2019), poluição (GOOSEM, 2021), aumento de caça predatória (ROMERO-MUÑOZ et al., 2019) e imposição de barreiras genéticas (GOOSEM, 2021). Além disso, no Brasil, país megadiverso, que abriga grande parte da maior floresta tropical do mundo e tem o quarto maior sistema rodoviário do planeta (~ 1,7 milhão de quilômetros) (SECCO; ROSA; GONÇALVES, 2018), cerca 475 milhões de animais morrem por ano devido a colisão com veículos (RODRIGUEZ, 2014). A área planejada para a construção e asfaltamento da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa é considerada de altíssima biodiversidade e com alta taxa de endemismo.

2.4. RECURSOS HÍDRICOS

O efeito das estradas nos recursos hídricos se dá principalmente pela fragmentação e perda da floresta, comprometendo a capacidade de regulação hídrica natural que a floresta exerce (GATTI et al., 2021). A mudança no uso da terra, impulsionada pelas estradas,

aumenta o assoreamento dos rios, diminui a qualidade e disponibilidade de água potável, aumenta a incidência de secas e enchentes e altera regionalmente o regime de chuvas (CASTELLO; MACEDO, 2016).

A bacia do rio Acre é um exemplo local da influência do desmatamento, que está associado diretamente com a rede de estradas e ramais. Esta combinação tem resultado em crise hídrica para abastecimento de água potável nas cidades ao longo do Rio Acre, quase que anualmente (RESENDE; MACHADO, 1988; G1 ACRE, 2016; FOLHA DO ACRE, 2020). De forma similar e sequencial, esses mesmos municípios vêm enfrentando quase anualmente nas últimas décadas eventos de enchentes, onde somente em 2015 na cidade de Rio Branco os prejuízos foram estimados entre \$60 e \$200 milhões de dólares (DOLMAN et al., 2018).

A rodovia proposta para conectar Cruzeiro do Sul a Pucallpa, cruza diretamente as bacias hidrográficas do rio Paraná dos Mouras e do rio Azul dentro do território brasileiro. Analisamos a rede hidrográfica de rios permanentes e intermitentes, de acordo base cartográfica digital do Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre (ACRE, 2007), onde verificamos que a estrada afetará diretamente 10 rios permanentes, e incontáveis igarapés intermitentes (Figura 2). Entretanto, na área de influência de 40 km do eixo principal da estrada, serão afetadas 10 bacias hidrográficas (Figura 2).

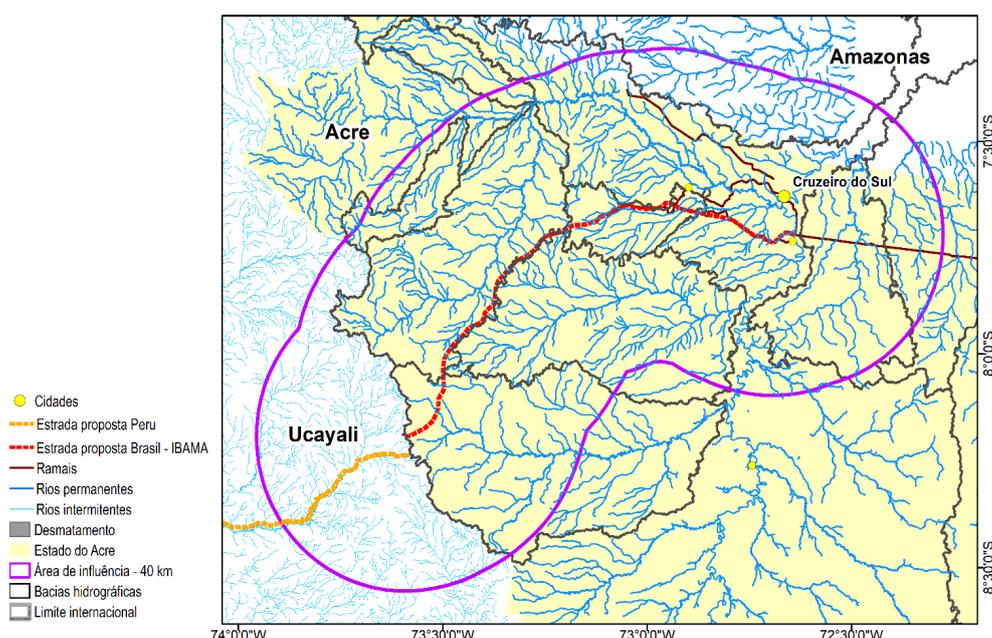


Figura 2. Bacias e rede hidrográfica na área de influência do traçado planejado da Rodovia Cruzeiro do Sul-Pucallpa. Fonte: Elaborado pelos autores.

2.5. IMPACTOS NA SAÚDE PÚBLICA

A construção e pavimentação de estradas trazem um espectro diversificado de impactos, entre eles o comprometimento da saúde de comunidades circunvizinhas. Estudos mostram alta relação com a incidência de doenças coronárias, hipertensão e diabetes (LI et al., 2017). Em outra dimensão, ao facilitar a interconexão de populações, antes isoladas, também facilita a introdução e propagação de novas doenças, como por exemplo, a introdução no Acre dos agentes de transmissão da dengue (*Aedes aegypti*) e da leishmaniose visceral (*Lutzomyia longipalpis*), causada pela melhoria do acesso viário e mudanças no uso da terra (LANA, 2017).

No caso da região de inserção do empreendimento, temos um caso específico que pode trazer impactos para a saúde pública regional, que é o fato da região do Alto Juruá ser o um dos maiores centros de endemicidade de malária das Américas (FERREIRA; CASTRO, 2016; PAHO, 2016). Em 2015, Cruzeiro do Sul foi o segundo município com maior número de casos de malária dos países da bacia amazônica (PAHO, 2016). No Peru, o Departamento de Ucayali, onde fica a cidade de Pucallpa, teve apenas 9% dos casos de malária do país em 2019 (MAP, 2020) e apresenta baixa incidência de casos de malária comparativamente com a região circunvizinha no Brasil (Figura 3). Historicamente os aumentos de incidência de casos de malária na Amazônia estão associados à abertura de estradas, expansão da fronteira agropecuária, garimpo ilegal, entre outros (HAHN et al., 2014).

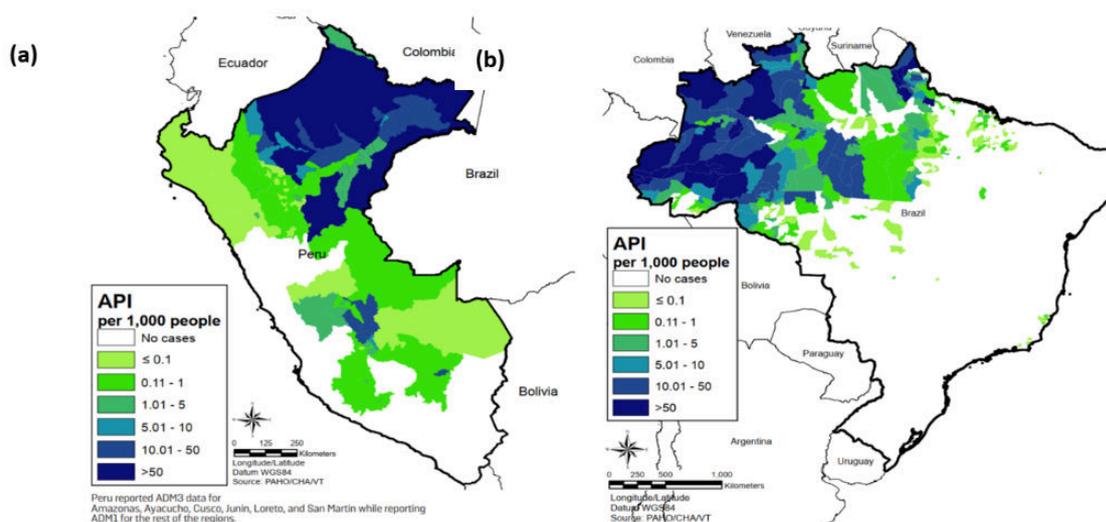


Figura 3. Índice de ocorrência de malária em regiões e municípios do Peru e do Brasil. (a) Peru e (b) Brasil. Fonte: PAHO, 2016.

2.6. IMPACTOS NA SEGURANÇA PÚBLICA

Imbuídos no contexto de grande ausência dos governos federais e estaduais do Brasil e do Peru nas regiões de fronteira internacional, emerge o narcotráfico e a violência. Esta região de fronteira é conhecida por ser um grande polo de tráfico de cocaína (SALISBURY; FAGAN, 2013). Esses mesmos autores mapearam que o Rio Juruá e os seus afluentes da margem esquerda são rotas de tráfico de cocaína. Grupos criminosos disputam o controle dessas rotas de tráfico de drogas, o que tem aumentado a violência no vale do Juruá, principalmente em Cruzeiro do Sul (BARBOSA, 2017; G1 ACRE, 2019). A taxa de homicídios no Acre aumentou 112% no período de 2009 a 2019, sendo que somente em 2017 foram assassinadas 516 pessoas, 62,2 a cada 100 mil habitantes, seis vezes maior que o Estado de São Paulo (CERQUEIRA, 2021).

Segundo Martins et al. (2015), a Rodovia do Pacífico, outra via de acesso pavimentada no Acre com o mesmo objetivo da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa, fomentou o aumento do tráfico de drogas e da violência na região de fronteira, bem como gerou ou aumentou outras desigualdades sociais. Resultados semelhantes foram encontrados por Barcellos et al. (2010) ao longo da Rodovia Cuiabá-Santarém (BR-163), onde constataram o aumento da violência, após a pavimentação da rodovia, devido ao aumento de migrantes.

2.7. IMPACTOS SOBRE OS POVOS INDÍGENAS

Terras indígenas (TIs) têm funcionado como uma barreira ao desmatamento em toda a Amazônia. Mais recentemente, esses territórios estão sob um conjunto grande de ameaças: invasão de terras, exploração ilegal de madeira, garimpo ilegal e grandes empreendimentos de infraestrutura (BEGOTTI; PERES, 2019). Essas pressões têm se intensificado devido ao enfraquecimento das ações desenvolvidas pela Fundação Nacional do Índio (FUNAI) e Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), além de Projetos de Lei, como o PL 191/2020, que visa a legalização das atividades de mineração em TIs (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2020).

Impactos sociais, ambientais, econômicos e culturais entre os povos indígenas podem ser especialmente devastadores, visto que a construção de estradas na Amazônia tem um legado histórico desastroso para os povos indígenas, devido principalmente a transmissão de doenças pelos não indígenas, que não existiam entre os povos indígenas (DODDE, 2012). A região onde se planeja implementar o empreendimento, tem longo histórico de conflitos

socioambientais. A ausência dos governos federais e estaduais do Brasil e do Peru possibilitou nas últimas décadas a ocorrência, cada vez maior, de exploração ilegal de madeira, garimpo ilegal, conflitos fundiários, aumento da violência e o fortalecimento do narcotráfico e do crime organizado, especialmente nos últimos anos (ANTUNES, 2019; PONTES, 2020). As invasões de terras e exploração madeireira ilegal datam desde os anos 80, inicialmente por brasileiros e mais recentemente, desde o início dos anos 2000, por peruanos, quando houve grande quantidade de invasões que vão desde a Terra Indígena Kampa do Rio Amônia e percorrem toda a faixa de fronteira do Parque Nacional da Serra do Divisor (IGLESIAS, 2007; CPI-ACRE, 2013a). A presença de garimpo ilegal e a possibilidade de exploração de petróleo e gás, preocupam as lideranças indígenas e das comunidades tradicionais da região (CPI-ACRE, 2013a, 2014).

Estes conflitos que ocorrem há tempos, já vitimaram inclusive líderes indígenas da região. Em setembro de 2014 quatro indígenas, membros da Comunidade Nativa Alto Tamaya – Saweto, no lado peruano da fronteira, foram mortos por madeireiros e traficantes, quando se deslocavam pela floresta em direção à aldeia Apiwtxa, na Terra Indígena Ashaninka do Rio Amônia, localizada no lado brasileiro, em Marechal Thaumaturgo no Acre (RIBEIRO, 2014).

Atualmente existem, na área de influência do empreendimento [raio de 40 km] da Rodovia Cruzeiro do Sul-Pucallpa, cerca de 49 Terras Indígenas, 4 no Brasil e 45 no Peru (Tabela 1; Figura 4). Nesse conjunto de Terras Indígenas, vivem aproximadamente 19.629 mil indígenas, destes 1.757 vivem no Brasil e 17.872 vivem no Peru (Tabela 1). Existem, ainda, registros de grupos indígenas ainda não contactados, que usam o território da linha de fronteira no Parque Nacional da Serra do Divisor no Brasil e Reserva Territorial Isconahua no Peru (ALMEIDA et al., 2014; VRIESENDORP et al., 2006). Por esse motivo, essa área integra os chamados “corredores transfronteiriços dos isolados” (ALMEIDA et al., 2014; CPI-ACRE, 2018), que serão afetados diretamente pelo empreendimento.

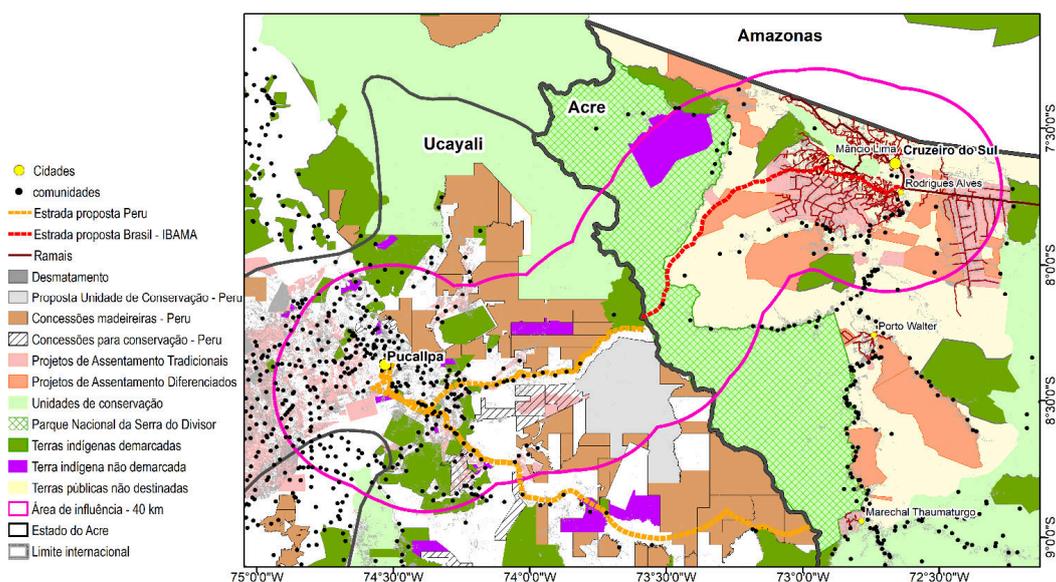


Figura 4. Situação fundiária na área de influência da futura implementação da Rodovia Cruzeiro do Sul - Pucallpa. Fonte: Elaborado pelos autores.

Tabela 1. Terras indígenas no Acre-Brasil e em Ucayali-Peru contidas na área de influência [raio de 40 km] da futura construção da Rodovia Cruzeiro do Sul-Pucallpa, distância linear do traço planejado até o limite mais próximo da TI e população estimada.

<i>Terras Indígenas</i>	<i>Dist linear (km)</i>	<i>Pop</i>	<i>País</i>	<i>Terras Indígenas</i>	<i>Dist linear (km)</i>	<i>Pop</i>	<i>País</i>
TI Nukini	1	322	Brasil	TI Vista Alegre	18	908	Peru
TI Poyanawa*	32	745	Brasil	TI Puerto Firmeza	19	385	Peru
TI Nawa *	22	519	Brasil	TI Santa Lucia	19	370	Peru
TI Jaminaua do Igarape Preto	40	171	Brasil	TI Nueva Alianza	20	672	Peru
TI San Mateo	0	65	Peru	TI Santa Martha	20	1830	Peru
TI Betel	0	356	Peru	TI Buenos Aires	20	580	Peru
TI San Rafael	0	650	Peru	TI Caimito	21	600	Peru
TI Santa Isabel de Bahuanisho	0	726	Peru	TI San Lorenzo	22	751	Peru
TI Nuevo Oriente de Chanajao	0	0	Peru	TI Puerto Aurora	22	152	Peru
TI Santa Rosa de Tamaya	0,5	350	Peru	TI Puerto Purin	26	125	Peru
Tipishca	0,5	300	Peru	TI Callería	27	330	Peru
TI Limongema	0,5	300	Peru	TI Flor de Ucayali	29	380	Peru
TI Alva Castro	2	120	Peru	TI Chachibai	29	29	Peru
TI Nueva Palestina	4	413	Peru	TI Nuevo Egipto	33	7	Peru
TI Puerto Consuelo	4	160	Peru	TI Nuevo Loreto	33	390	Peru
TI Nuevo Paraiso	4	0	Peru	TI Flor Naciente	34	40	Peru
TI Sol Nascente *	5	0	Peru	TI Junín Pablo	35	1200	Peru
TI Nueva Betania*	8	0	Peru	TI Shambo Porvenir	35	680	Peru
TI Alto Shesha de la Paz *	9	0	Peru	TI Santa Clara	38	787	Peru
TI Santa Elisa	9	420	Peru	TI Patria Nueva de Mediación Callería	38	620	Peru
TI Santa Rosa de Dinamarca	10	664	Peru	TI San José de Tunuya	40	150	Peru
TI San Salvador*	12	0	Peru	TI Flor de Ucayali	16	380	Peru
TI Nuevo Belgica *	12	54	Peru	TI San Francisco	16	1854	Peru
Indios isolados que sobrepõe com TI Isonahua	13	0	Peru	TI Santa Teresita	14	324	Peru
TI Sol del Oriente	13	50	Peru				

Fonte: ACRE (2007); GTASO (2019). *Terra Indígena em processo de demarcação.

2.8. IMPACTOS SOBRE A SITUAÇÃO FUNDIÁRIA

Situação fundiária, desmatamento e estradas são fatores intrinsecamente relacionados na Amazônia (ROCHA; PERZ; ARAUJO, 2015). Em geral, terras públicas não destinadas, propriedades privadas e projetos de assentamentos têm maior contribuição de desmatamento quando comparadas com terras indígenas e unidades de conservação (ROBINSON; HOLLAND; NAUGHTON-TREVES, 2014; SALOMÃO et al., 2021). Na Amazônia, cerca de 44% do desmatamento anual nos dois últimos anos (2019 e 2020) ocorreu em terras públicas (SALOMÃO et al., 2021). Entretanto, independente da categoria fundiária, áreas próximas a redes viárias têm maior probabilidade de serem desmatadas (NASCIMENTO et al., 2021).

Na área de influência do empreendimento [raio de 40 km], no lado Brasileiro e dentro do Estado do Acre, 31% (362.696 ha) são terras públicas não destinadas, 31% (362.195 ha) Unidades de Conservação (UCs), 15% (167.743 ha) Projetos de Assentamento (PAs) diferenciados, 13% (148.350 ha) PAs tradicionais, 6% (64.284 ha) de propriedades particulares e 4% (49157 ha) de terras indígenas (Figura 4). Na área de construção da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa, onde 31% são terras públicas da união não destinadas, pode haver aumento desses ilícitos ambientais, devido ao enfraquecimento das políticas ambientais e fundiárias ocorrido nos últimos anos, que tem incentivado essas práticas (BRITO et al., 2019; FERRANTE; FEARNSSIDE, 2019; FERRANTE; ANDRADE; FEARNSSIDE, 2021).

O traçado planejado da rodovia cruza três projetos de assentamento (PA Tradicional Tonico Sena, PA Florestal Havaí e PA Tradicional Rio Azul) e uma Unidade de Conservação (Parque Nacional da Serra do Divisor) (Figura 4). Com a eventual efetivação da rodovia, e até mesmo antes de sua conclusão, haverá o avanço da especulação imobiliária, buscando garantir a posse da terra pela compra por valores muito abaixo do praticado no mercado imobiliário, cooptando grupos vulneráveis, posteriormente derrubando a floresta para plantio de pastagens (FEARNSSIDE, 2020). No caso dos Projetos de Assentamento, mesmo que a venda de lotes seja considerada irregular pelo artigo 189 da Constituição Federal e crime de estelionato pelo artigo 171 do Código Penal - Decreto Lei 2.848/40, esta é uma ação recorrentes em todos os projetos de assentamento da Amazônia, facilitada pela falta de estratégias e ações do INCRA que impeçam essa ação.

2.9. IMPACTOS SOBRE O PARQUE NACIONAL DA SERRA DO DIVISOR-PNSD

Atualmente no Brasil, existem algumas UCs federais ameaçadas por estradas, como: Parque Nacional Nascentes do Lago Jari na rodovia BR-319 (Manaus-Porto Velho), pela estrada planejada AM-366 (FERRANTE; FEARNSSIDE, 2020), a Floresta Nacional de Jamanxim situada às margens da Rodovia BR-163 (Santarém-Cuiabá) e por onde está planejada a passagem de uma ferrovia (CHAGAS, 2017), e o Parque Nacional do Iguaçu, que protege o maior fragmento remanescente de Mata Atlântica interior, e por onde está proposta a estrada “Caminho do Colono” (PRASNIEWSKI et al., 2020).

O PNSD é uma UC de proteção integral criada em 16 de junho de 1989, tendo 837 mil hectares (KOGA, 2019), e está localizada no extremo oeste do Estado do Acre, na fronteira com o Departamento de Ucayali - Peru (Figura 5). Estima-se que residiam na unidade, até 2015, cerca de 407 famílias, em torno de 1992 pessoas (KOGA, 2019). Atualmente o Parque já enfrenta vários problemas socioambientais tais como aumento da taxa de desmatamento (dentro e fora dos seus limites) (KOGA, 2019), exploração ilegal de madeira (CPI-ACRE, 2013a; IGLESIAS, 2007), rota de tráfico ilegal de drogas (SALISBURY; FAGAN, 2013), pressão de caça sobre a biodiversidade (ALMEIDA et al., 2012; LEMOS et al., 2018), disposição de lotes de petróleo e gás em seu entorno (CPI-ACRE, 2013b), aumento da população residente (SOS AMAZÔNIA, 2021) e a possibilidade de mudança da categoria atual, de Parque Nacional para Área de Proteção Ambiental, que reduz drasticamente o nível de proteção socioambiental (CÂMARA DOS DEPUTADOS, 2019).

Atualmente todas as UCs do Acre localizadas ao longo das BRs 317 e 364, ambas asfaltadas, estão sob grande pressão de desmatamento, invasão, entre outros efeitos deletérios (SILVA et al., 2021a). A Reserva Extrativista Chico Mendes (RECM), localizada ao longo da BR-364 (Rodovia Transoceânica), foi a terceira UC federal com maior acréscimo de desmatamento na Amazônia nos últimos seis anos (INPE, 2022).

O Temo de Referência contido no Edital 0130/21-00 (DNIT, 2021) lançado pelo Departamento Nacional de Infraestrutura e Transporte (DNIT) tem o objetivo de “contratação de empresa especializada para a elaboração de estudos e projetos básico e executivo de engenharia visando a construção da Rodovia Cruzeiro do Sul–Pucallpa”, determinando que a referida empresa, uma vez contratada, deverá executar estudos geotécnicos/geológicos para prospecção de possíveis fontes de materiais que deverão ser usados como agregados na obra de pavimentação. Essa determinação representa um grande risco ambiental para o PNSD, uma vez que, segundo CPRM (2015) e Adamy (2015), a única ocorrência de rochas passíveis de serem utilizadas como brita localiza-se nessa unidade de conservação. A alternativa mais próxima fica a ~900 km, no extremo oeste de Rondônia, nas circunvizinhanças da localidade de Fortaleza do Abunã (ADAMY, 2010). Outro fator importante a ser considerado é que os afloramentos rochosos existentes na área são formados por sedimentos arenosos muito susceptíveis a processos erosivos (CPRM, 2015), que associados a eventos sísmicos frequentes e chuvas intensas potencializam os processos erosivos (SILVA et al., 2022) (Figura 6).



Figura 6. Localização dos registros de processos erosivos naturais nos diversos picos existentes na zona de fronteira entre Brasil e Peru, dentro e fora do PNSD.
Fonte: Google Earth, ICMBio, LabGAMA-UFAC.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Rodovias são importantes para o desenvolvimento da sociedade contemporânea. Da mesma forma, são a força motriz de grandes impactos negativos: ambientais, sociais e econômicos. A maneira como têm sido implementadas as estradas na Amazônia, sem monitoramento e controle, faz com que os impactos negativos superem os benefícios alegados, no médio ou longo prazo. As estradas fomentam, entre outros, desmatamento ilegal e desordenado, mineração ilegal, ameaças a povos indígenas, grilagem de terras públicas, desigualdades sociais, perda de biodiversidade e perda de serviços ambientais providos pela natureza.

No caso específico da proposta de construção da Rodovia Cruzeiro do Sul – Pucallpa, o cenário até aqui desenhado, demonstra falta de capacidade dos governos federais do Brasil e do Peru de monitorar, controlar e mitigar os impactos socioambientais advindos da construção da rodovia. Além disso, não demonstram de forma direta quais são os benefícios econômicos gerados regionalmente a curto, médio e longo prazo. A região já enfrenta, hoje, a falta da presença efetiva dos referidos governos nessa região. Como agravante, do lado brasileiro, temos o enfraquecimento dos órgãos ambientais competentes em nível estadual e federal, levando ao aumento do desmatamento, queimadas, grilagem e invasão de terras nas áreas já consolidadas do Estado do Acre. A abertura dessa nova estrada poderá ser catastrófica, se feita sem planejamento e a análise precisa dos impactos socioambientais inerentes.

Deve ser considerado também, que não há um posicionamento oficial do Governo Federal Peruano de que haverá a continuidade da construção do trecho peruano. Recentemente, o Embaixador do Peru em visita a capital acreana, Rio Branco, declarou que o governo peruano não tem interesse em uma nova conexão terrestre com o Brasil, que a Rodovia Transoceânica já contempla os anseios da nação peruana. Um empreendimento que tem custo estimado entre 219 e 438 milhões de reais, apenas para o trecho brasileiro até a fronteira com o Peru, que não tem a garantia da continuidade da rodovia para lado peruano, se mostra assim, inviável econômica, social e ambientalmente.

Será necessário, previamente, fortalecer e instituir instrumentos de políticas públicas para evitar e mitigar os impactos adversos da implementação da rodovia. O fortalecimento de instituições estratégicas como Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

(ICMBio), Polícia Rodoviária Federal, Polícia Federal, Receita Federal, Vigilância Sanitária e Fundação Nacional do Índio (FUNAI) é chave neste processo. Questão básica como a internalização do Plano de Manejo do PNSD como instrumento de gestão efetiva da principal unidade de conservação de proteção integral afetada pela construção da estrada, deve ser prioridade.

4. AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Universidade Federal do Acre Campus Floresta através do Laboratório de Geoprocessamento Aplicado ao Meio Ambiente e do Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, pelo suporte financeiro da Verba Proap/PPGCA/UFAC 2021.

7. REFERÊNCIAS

ACRE. **Base de dados do zoneamento ecológico e econômico do Estado do Acre**. Rio Branco: SEMA, 2007.

ADAMY, A. **Geodiversidade do estado de Rondônia**. Porto Velho: CPRM, 2010.

ADAMY, A. **Geodiversidade do estado do Acre**. Porto Velho: CPRM, 2015.

ALBERT, J. S. et al. Aquatic Biodiversity in the Amazon: habitat Specialization and Geographic Isolation Promote Species Richness. **Animals**, v. 1, n. 2, p. 205–241, 2011.

ALMEIDA, A. W. B. DE et al. **Boletim informativo: povos indígenas isolados**. Publicações. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/wp-content/uploads/2020/03/Povos-Indi%CC%81genas-Isolados.pdf>>. Acesso em: 19 out. 2021.

ALMEIDA, G. DA S. et al. Percepção das populações do interior e do entorno do Parque Nacional Serra do Divisor–Acre sobre a caça cinérgica e seus efeitos sobre a abundância dos recursos faunísticos. **Enciclopédia Biosfera**, v. 8, n. 15, p. 1902, 2012.

ANTUNES, F. **Crime organizado impõe medo em aldeias indígenas do rio Envira, no AcreAmazônia Real**, 30 mar. 2019. Disponível em: <<https://amazoniareal.com.br/crime-organizado-impoe-medo-em-aldeias-indigenas-do-rio-envira-no-acre/>>. Acesso em: 31 mar. 2022

ASTUDILLO, P. X. et al. The impact of roads on the avifauna of páramo grasslands in Cajas National Park, Ecuador. **Studies on Neotropical Fauna and Environment**, v. 49, n. 3, p. 204–212, 2014.

BARBOSA, A. **Após ataques e morte de membro de facção, Exército reforça segurança em Cruzeiro do Sul**. Notícias. Disponível em: <<https://g1.globo.com/ac/cruzeiro-do-sul-regiao/noticia/apos-ataques-e-morte-de-membro-de-facao-exercito-reforca-seguranca-em-cruzeiro-do-sul.ghtml>>. Acesso em: 20 out. 2021.

BARCELLOS, C. et al. Highways and outposts: economic development and health threats in the central Brazilian Amazon region. **International Journal of Health Geographics**, v. 9, n. 30, 2010.

BEGOTTI, R. A.; PERES, C. A. Brazil's indigenous lands under threat. **Science**, v. 363, n. 6427, p. 592, 2019.

BERENQUER, E. et al. Improving the spatial-temporal analysis of Amazonian fires. **Global Change Biology**, v. 27, n. 3, p. 469–471, 2021.

BERNARDE, P. S.; NEGREIROS DE ALMEIDA, M. R. The Brazil's Lancehead (Bothrops brazili): An Uncommon Pit Viper of the Amazonia. **Wilderness & Environmental Medicine**, v. 31, n. 1, p. 126–127, 2020.

BERNARDE, P. S.; SOUZA, E. DE S. DO; VALE, M. A. D. DO. Squamata, Serpentes, Viperidae, Bothrocophias hyoprora (Amaral, 1935): distribution extension in the state of Acre, northern Brazil. **Check List**, v. 7, n. 6, p. 813–814, 2011.

BIANCALANA, R. N.; MAGALHÃES, A. First record of the White-chinned Swift *Cypseloides cryptus* in the state of Acre, Brazil, with notes on its breeding biology. **Revista Brasileira de Ornitologia**, v. 24, n. 2, p. 90–93, 2016.

BRITO, B. et al. Stimulus for land grabbing and deforestation in the Brazilian Amazon. **Environmental Research Letters**, v. 14, n. 6, p. 064018, 2019.

CALOURO, A. **Avaliação do Risco de Extinção de de Cacaiao calvus ucayalii (Thomas, 1928) no Brasil**. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/portal/faunabrasileira/estado-de-conservacao/7285-mamiferos-cacaiao-calvus-ucayalii-uacari>>. Acesso em: 18 out. 2021.

CALOURO, A. M. Riqueza de mamíferos de grande e médio porte do Parque Nacional da Serra do Divisor (Acre, Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 16, p. 195–213, 1999.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Projeto de Lei n. 6.024, de 19 de novembro de 2019.

CÂMARA DOS DEPUTADOS. Projeto de Lei n. 191, de 6 de fevereiro de 2020.

CASTELLO, L.; MACEDO, M. N. Large-scale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, p. 990–1007, 2016.

CERQUEIRA, D. **Atlas da violência 2021**. São Paulo: FBSP, 2021.

CHAGAS, P. V. **Após veto, governo envia ao Congresso novo projeto que reduz floresta no Pará**. Notícias. Disponível em: <<https://agenciabrasil.ebc.com.br/politica/noticia/2017-07/apos-veto-governo-envia-ao-congresso-novo-projeto-que-reduz-floresta-no>>. Acesso em: 31 out. 2021.

CPI-ACRE. **Exploração ilegal de madeira na região transfronteiriça da Serra do Divisor – Acre/Ucayali.** Publicações. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/publicacao-acervo/exploracao-ilegal-de-madeira-na-regiao-transfronteirica-da-serra-do-divisor-acre-ucayali/?portfolioCats=80%2C78%2C142%2C77%2C79%2C51%2C90>>. Acesso em: 18 out. 2021a.

CPI-ACRE. **Exploração de petróleo, gás e minério na região transfronteiriça da Serra do Divisor – Acre/Ucayali.** Publicações. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/publicacao-acervo/exploracao-petroleo-gas-e-minerio-na-regiao-transfronteirica-da-serra-do-divisor-acre-ucayali/?portfolioCats=80%2C78%2C142%2C77%2C79%2C51%2C90>>. Acesso em: 20 out. 2021b.

CPI-ACRE. **Amazônia peruana loteada.** Informativos. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/dinamicas-transfronteiricas/#tab-224cc3cf2cc1dd64577>>. Acesso em: 20 out. 2021.

CPI-ACRE. **Mapa presença de povos indígena isolados.** Publicações. Disponível em: <<https://cpiacre.org.br/publicacao-acervo/mapa-presenca-de-povos-indigena-isolados/?portfolioCats=80%2C78%2C142%2C77%2C79%2C51%2C90>>. Acesso em: 19 out. 2021.

CPRM. **Mapa geodiversidade do estado do Acre, 2015.**

DNIT. **Edital 0130/21-00** Departamento Nacional de Infraestrutura de Transportes, , 2021. Disponível em: <<http://www1.dnit.gov.br/editais/consulta/resumo.asp?NUMIDEdital=8461>>

DODDE, P. A. M. **Impactos de empreendimentos lineares em terras indígenas na Amazônia Legal: o caso da BR-230/PA e das Terras Indígenas Mãe Maria, Nova Jacundá e Sororó.** Dissertação (Mestrado)—Rio de Janeiro: Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2012.

DOLIBAINA, D. R. et al. An annotated list of *Symmachia* Hübner, [1819] (Lepidoptera: Riodinidae: Symmachiini) from Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre, Brazil, with the description of a new species. **Insecta Mundi**, v. 249, p. 15, 2012.

DOLMAN, D. I. et al. Re-thinking socio-economic impact assessments of disasters: the 2015 flood in Rio Branco, Brazilian Amazon. **International Journal of Disaster Risk Reduction**, v. 31, p. 212–219, 2018.

FEARNSIDE, P. M. **Desmatamento da Amazônia Brasileira: ciclos econômicos e especulação imobiliária.** Notícias Científicas. Disponível em: <<https://amazoniareal.com.br/o-desmatamento-da-amazonia-brasileira-5-ciclos-economicos-e-especulacao-imobiliaria-03-11-2020/>>. Acesso em: 24 out. 2021.

FERRANTE, L.; ANDRADE, M. B. T.; FEARNSIDE, P. M. Land grabbing on Brazil's Highway BR-319 as a spearhead for Amazonian deforestation. **Land Use Policy**, v. 108, p. 105559, 2021.

FERRANTE, L.; FEARNSIDE, P. M. Brazil's new president and 'ruralists' threaten Amazonia's environment, traditional peoples and the global climate. **Environmental Conservation**, v. 46, n. 4, p. 261–263, 2019.

FERRANTE, L.; FEARNSTIDE, P. M. The Amazon's road to deforestation. **Science**, v. 369, n. 6504, p. 634–634, 2020.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos Avançados**, v. 19, n. 53, p. 157–166, 2005.

FERREIRA, M. U.; CASTRO, M. C. Challenges for malaria elimination in Brazil. **Malaria Journal**, v. 15, n. 284, 2016.

FIASCHI, P.; PLUNKETT, G. M. Two new species of the *Didymopanax* clade of *Schefflera* (Araliaceae) from the Brazilian Amazon. **Phytotaxa**, v. 245, n. 2, p. 153, 2016.

FOLHA DO ACRE. **Seca severa: Rio Acre atinge nível mais baixo da história em Rio Branco**. Notícias. Disponível em: <<https://folhadoacre.com.br/2020/08/27/seca-severa-rio-acre-atinge-nivel-mais-baixo-da-historia-em-rio-branco/>>. Acesso em: 22 out. 2021.

FUENTES-MONTEMAYOR, E. et al. Living on the edge: roads and edge effects on small mammal populations. **Journal of Animal Ecology**, v. 78, p. 857–865, 2009.

G1 ACRE. **Seca deve piorar e Rio Acre pode ficar abaixo de 1,25 m, dizem Bombeiros**. Notícias. Disponível em: <<http://g1.globo.com/ac/acre/noticia/2016/07/seca-deve-piorar-e-rio-acre-pode-ficar-abaixo-de-125-m-dizem-bombeiros.html>>. Acesso em: 22 out. 2021.

G1 ACRE. **Procurado em três cidades do AC, suspeito de chefiar facção morre em confronto com a PM**. Notícias. Disponível em: <<https://g1.globo.com/ac/cruzeiro-do-sul-regiao/noticia/2019/02/19/procurado-em-tres-cidades-do-ac-suspeito-de-chefiar-facao-morre-em-confronto-com-a-pm.ghtml>>. Acesso em: 20 out. 2021.

GATTI, L. V. et al. Amazonia as a carbon source linked to deforestation and climate change. **Nature**, v. 595, n. 7867, p. 388–393, 2021.

GOLDENBERG, R.; MEIRELLES, J. A New species of *Graffenrieda* (Merianieae, Melastomataceae) with a Calyptrate Calyx. **Systematic Botany**, v. 36, n. 1, p. 119–123, 2011.

GOOSEM, M. Fragmentation impacts caused by roads through rainforests. **Current Science**, v. 93, n. 11, p. 1587–1595, 2021.

HAHN, M. B. et al. Influence of Deforestation, Logging, and Fire on Malaria in the Brazilian Amazon. **PLOS ONE**, v. 9, n. 1, p. e85725, 2014.

IBAMA. **Ficha de Caracterização de Atividade no 45971** Ministério de Meio Ambiente do Brasil, , 2020.

IGLESIAS, M. P. **Invasões madeireiras e diplomacia**. Notícias. Disponível em: <<https://apiwtxa.org.br/invasoes-madeireiras-e-diplomacia/>>. Acesso em: 19 out. 2021.

INPE. **Programa de monitoramento da Amazônia e demais biomas**. Informativos. Disponível em: <<http://terrabrasilis.dpi.inpe.br/downloads/>>. Acesso em: 3 mar. 2022.

KAMINSKI, L. A. et al. Oviposition of *Minstrellus grandis* (Lepidoptera: Riodinidae) in a harmful ant-plant symbiosis. **Acta Amazonica**, v. 50, n. 3, p. 256–259, 2020.

KIM, M.-K.; JAKUS, P. M. Wildfire, national park visitation, and changes in regional economic activity. **Journal of Outdoor Recreation and Tourism**, v. 26, p. 34–42, 2019.

KOGA, D. M. **Monitoramento do uso e cobertura da terra no interior e entorno do Parque Nacional da Serra do Divisor/AC entre 1988 e 2018**. Mestrado no Programa de Pós Graduação em Gestão de Áreas Protegidas da Amazônia—Manaus: Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia, 2019.

KOTOWSKA, D.; PÄRT, T.; ŽMIHORSKI, M. Evaluating Google Street View for tracking invasive alien plants along roads. **Ecological Indicators**, v. 121, p. 107020, 2021.

LANA, R. M. **Malária e Dengue no Acre: Análise da dinâmica espacial e temporal em um estado em transformação**. Tese (Doutorado)—Rio de Janeiro: Fundação Oswaldo Cruz, 2017.

LAURANCE, W. F. Bad roads, good roads. Em: VAN DER REE, R.; SMITH, D. J. (Eds.). **Handbook of Road Ecology**. Chichester, UK: Wiley-Blackwell, 2015. p. 10–15.

LAURANCE, W. F.; GOOSEM, M.; LAURANCE, S. G. W. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. **Trends in Ecology & Evolution**, v. 24, n. 12, p. 659–669, 2009.

LE MOS, L. P. et al. Caça de vertebrados no Parque Nacional da Serra do Divisor, Acre. **Biodiversidade Brasileira**, v. 8, n. 1, p. 67–88, 2018.

LI, Y. et al. Association of long-term near-highway exposure to ultrafine particles with cardiovascular diseases, diabetes and hypertension. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v. 14, n. 5, p. 461, 2017.

LIU, X. et al. Risks of Biological Invasion on the Belt and Road. **Current Biology**, v. 29, n. 3, p. 499–505.e4, 2019.

MAP. **Malaria Risk in Peru**. Publicações. Disponível em: <<https://malariaatlas.org/trends/country/PER>>. Acesso em: 23 out. 2021.

MAPBIOMAS. **As cicatrizes deixadas pelo fogo no território brasileiro** Mapbiomas, , 2021.

MARTINS, A. C. et al. Perception of changes caused by the Pacific Road in the border between Brazil and Peru. **Journal of Amazon Health Science**, v. 1, n. 1, p. 1–25, 2015.

MEDINA, C. E. et al. Biodiversidad de la zona reservada Sierra del Divisor (Perú): una visión desde los mamíferos pequeños. **Revista Peruana de Biología**, v. 22, n. 2, p. 199–212, 2015.

MMA. **Portaria Interministerial no 60, de 24 de março de 2015**. Brasília: Diário Oficial da União, 2015.

MUNIZ, T. **Considerada ave rara, choca-do-acre só pode ser vista no Parque da Serra do Divisor**. Disponível em: <<https://g1.globo.com/ac/acre/natureza/amazonia/noticia/2020/03/09/considerada-ave-rara-choca-do-acre-so-pode-ser-vista-no-parque-da-serra-do-divisor.ghtml>>. Acesso em: 18 out. 2021.

NASCIMENTO, E. DE S. et al. Roads in the Southwestern Amazon, State of Acre, between 2007 and 2019. **Land**, v. 10, n. 2, p. 106, 2021.

PAHO, 2016. **Report on the situation of Malaria in the Americas, 2000-2015**. [s.l.] PAHO, 2016.

PEREZ-PEÑA, P. E. et al. Two new species of *Ranitomeya* (Anura: Dendrobatidae) from eastern Amazonian Peru. **Zootaxa**, v. 2439, n. 1, p. 1, 2010.

PONTES, F. **Fabio Pontes: A violência e o terror se espalham**. Disponível em: <<http://www.fabiopontes.net/2020/08/a-violencia-e-o-terror-se-espalham.html>>. Acesso em: 31 mar. 2022.

PRASNIEWSKI, V. M. et al. Parks under attack: Brazil's Iguazu National Park illustrates a global threat to biodiversity. **Ambio**, v. 49, n. 12, p. 2061–2067, 2020.

PRODES. **Média de desmatamento na Amazonia brasileira 2004-2020: 1.009.100 ha por ano**INPE, , 2020. Disponível em: <<http://www.obt.inpe.br/prodes/>>. Acesso em: 11 out. 2019

RESENDE, M.; MACHADO, R. P. Cotas fluviométricas do rio Acre, suas causas e implicações na política de colonização. **Acta Amazonica**, v. 18, n. 3–4, p. 85–92, 1988.

RIBEIRO, V. **Morte de ashaninkas na fronteira do Peru deixa índios brasileiros em alerta**. Notícias. Disponível em: <<http://g1.globo.com/ac/acre/noticia/2014/09/morte-de-ashaninkas-na-fronteira-do-peru-deixa-indios-brasileiros-em-alerta.html>>. Acesso em: 20 out. 2021.

ROBINSON, B. E.; HOLLAND, M. B.; NAUGHTON-TREVES, L. Does secure land tenure save forests? A meta-analysis of the relationship between land tenure and tropical deforestation. **Global Environmental Change**, v. 29, p. 281–293, 2014.

ROCHA, K. DA S.; PERZ, S. G.; ARAUJO, A. A. DE. **Land tenure, road and deforestation patterns in southeast State of Acre - Brazil**. Anais. Anais... Em: XVII SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO. São José dos Campos: INPE, 2015. Disponível em: <<http://www.dsr.inpe.br/sbsr2015/files/p0456.pdf>>. Acesso em: 29 out. 2021

RODRIGUEZ, A. **An app to save 400 million animals**. Notícias Científicas. Disponível em: <<https://news.mongabay.com/2014/12/an-app-to-save-400-million-animals/>>. Acesso em: 24 out. 2021.

ROMERO-MUÑOZ, A. et al. Habitat loss and overhunting synergistically drive the extirpation of jaguars from the Gran Chaco. **Diversity and Distributions**, v. 25, p. 176–190, 2019.

SALISBURY, D. S.; FAGAN, C. Coca and conservation: cultivation, eradication, and trafficking in the Amazon borderlands. **GeoJournal**, v. 78, n. 1, p. 41–60, 2013.

SALOMÃO, C. S. C. et al. **Amazônia em chamas: desmatamento, fogo e pecuária em terras públicas**. Brasília: IPAM, 2021.

SCANES, C. G. Human activity and habitat loss: destruction, fragmentation, and degradation. Em: SCANES, C. G.; TOUKHSATI, S. R. (Eds.). **Animals and Human Society**. Cambridge: Academic Press, 2018. p. 451–482.

SCARCELLO, M.; PASSOS, V. T. DA R. **Plano de manejo do Parque Nacional da Serra do Divisor fase 2**. Rio Branco: SOS Amazônia, 1998.

SECCO, H.; ALVES DA ROSA, C.; GONÇALVES, P. R. Biodiversity crisis on Brazilian roads. **Biodiversity**, v. 19, n. 3–4, p. 219–220, 2018.

SILVA, S. S. DA et al. Unidades de conservação no Acre: tendência de desmatamento e queimadas. Em: FRANCO, A. DE O.; BENTO, V. R. DA S. (Eds.). **Áreas naturais protegidas brasileiras: gestão, desafios, conceitos e reflexões**. Campo Grande: Editora Inovar, 2021a. p. 33–46.

SILVA, S. S. DA et al. Burning in southwestern Brazilian Amazonia, 2016–2019. **Journal of Environmental Management**, v. 286, p. 112189, 2021b.

SILVA, S. S. DA et al. Movimentos naturais de massa na Serra do Divisor no extremo oeste da Amazônia Ocidental. **Research, Society and Development**, v. 11, n. 1, p. e38711124724–e38711124724, 2022.

SILVA JUNIOR, C. et al. Deforestation-induced fragmentation increases forest fire occurrence in central Brazilian Amazonia. **Forests**, v. 9, n. 6, p. 305, 2018.

SILVA, S. S. et al. Dynamics of forest fires in the southwestern Amazon. **Forest Ecology and Management**, v. 424, p. 312–322, 2018.

SOS AMAZÔNIA. **Nota técnica sobre o Projeto de Lei Federal 6.024/2019** SOS Amazônia, 2021.

SOUTHWORTH, J. et al. Roads as Drivers of Change: Trajectories across the Tri-National Frontier in MAP, the Southwestern Amazon. **Remote Sensing**, v. 3, n. 5, p. 1047–1066, 2011.

SOUZA, M. B. DE. **Anfíbios: Reserva Extrativista do Alto Juruá e Parque Nacional da Serra do Divisor - Estado do Acre**. Campinas: Série Pesquisa e Monitoramento Participativo em Áreas de Conservação Gerenciadas por Populações Tradicionais, 2005. v. 2

VILELA, T. et al. A better Amazon road network for people and the environment. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 117, n. 13, p. 7095–7102, 2020.

VRIESENDORP, C. et al. (EDS.). **Perú: Sierra del Divisor**. Chicago: Field museum, 2006.

WHITNEY, B. M.; OREN, D. C.; BRUMFIELD, R. T. A New Species of *Thamnophilus* Antshrike (Aves: Thamnophilidae) From the Serra do Divisor, Acre, Brazil. **The Auk**, v. 121, n. 4, p. 1031–1039, 2004.

PERFIL EPIDEMIOLÓGICO DA MALÁRIA EM CRUZEIRO DO SUL, ACRE

Mirla Jéssica Sampaio de Oliveira¹, Marliton Vinicius Pedrosa Evangelista², Leandra Bordignon² e Rodrigo Medeiros de Souza^{1,2}

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, *Câmpus* Floresta, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;

2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Centro Multidisciplinar, *Câmpus* Floresta, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

A malária é uma doença parasitária com grande impacto na saúde pública. Ela persiste entre as principais endemias brasileiras, apesar de todos os esforços governamentais e progressos obtidos no combate à malária. Este trabalho objetivou analisar a tendência temporal da malária na última década e descrever as características socioepidemiológicas para o município de Cruzeiro do Sul, Acre. Para tanto, se desenvolveu um estudo de abordagem epidemiológica e descritiva sobre a malária autóctone do município de Cruzeiro do Sul entre os anos de 2011 e 2020. Neste período, foram notificados 141.249 casos de malária autóctone. A maior proporção acometeu homens, pardos da faixa etária economicamente ativa. Observou-se um perfil heterogêneo da incidência relativamente alto entre os meses de outubro e março, indicando uma sazonalidade na distribuição dos casos, provavelmente associadas ao período de chuva. A incidência parasitária anual sofreu uma redução ao longo de todo o período (VPAM: -11,3; IC 95%: -21,9, 0,6, $p=0,061$) e mais acentuadamente e significativa nos últimos quatro anos (VPA: -34,8; IC 95%: -56,8, -1,7, $p=0,044$). Embora o *P. vivax* tenha sido sempre mais prevalente, a malária causada por *P. falciparum* apresentou um incremento proporcional. Cruzeiro do Sul permaneceu classificado como área de alto risco para malária em 2020, sendo a zona rural mais afetada. Desta forma, compreender e acompanhar as modificações das características sociais, econômicas e ambientais podem impactar positivamente a implementação de ações voltadas para o controle e a prevenção da doença permitindo a otimização dos processos já estabelecidos para o combate da doença.

Palavras-chave: Malária, Epidemiologia e Incidência.

ABSTRACT

Malaria is a parasitic disease with a major impact on public health. It persists among the main Brazilian endemics, despite all the government efforts and progress made in the fight against malaria. This study aimed to analyze the temporal trend of malaria in the last decade and describe the socio and epidemiological characteristics for the municipality of Cruzeiro do Sul,

Acre. An epidemiological and descriptive study was developed on autochthonous malaria in the municipality of Cruzeiro do Sul between 2011 and 2020. During this period, 141,249 cases of autochthonous malaria were reported. The largest proportion affected men, *pardos* of the economically active age group. A relatively high heterogeneous profile of incidence was observed between the months of October and March, indicating a seasonality in the distribution of cases, probably associated with the rainy season. The annual parasite incidence decreased throughout the period (VPAM: -11.3; 95% CI: -21.9, 0.6, $p=0.061$) and more markedly and significantly in the last four years (APV: -34.8; 95% CI: -56.8, -1.7, $p=0.044$). Although *P. vivax* has always been more prevalent, malaria caused by *P. falciparum* showed a proportional increase. Cruzeiro do Sul remained classified as a high risk area for malaria in 2020, being the most affected rural area. In this way, understanding and monitoring the changes in social, economic and environmental characteristics can positively impact the implementation of actions aimed at controlling and preventing the disease, allowing the optimization of the processes already established to combat the disease.

Keywords: Malaria, Epidemiology and Incidence.

1. INTRODUÇÃO

A malária é uma doença parasitária com grande impacto na saúde pública e no desenvolvimento das populações dos países tropicais e subtropicais do planeta. Estima-se que a incidência mundial, em 2020, foi de 241 milhões de casos, com aproximadamente 627 mil óbitos relacionados a este agravo. Ressalta-se a importância do continente africano neste cenário epidemiológico com 95% dos casos, além de 80% de todas as mortes desta região ocorrerem em crianças menores de 5 anos (WHO, 2021).

Esta doença persiste entre as principais endemias brasileiras, apesar de todos os esforços governamentais e progressos obtidos no combate à malária. Atualmente, o Brasil permanece responsável por 26% dos casos advindos da América do Sul com 99% oriundos da Amazônia Legal brasileira. Nesta mesma região, registrou-se um aumento de 31% no número de óbitos e de 41,6% na letalidade (BRASIL, 2021a).

Mesmo o Brasil atingindo uma das Metas do Milênio da Organização das Nações Unidas (ONU) que foi a de redução total dos casos em 75% entre 2000 e 2015, alguns locais da Amazônia ainda apresentam um significativo impacto desta doença sobre a população, como é o caso do município de Cruzeiro do Sul, no estado do Acre, que foi responsável por 5% dos casos de malária no Brasil em 2020 (BRASIL, 2021b).

A eliminação da malária encontra seus principais desafios na alta prevalência de casos assintomáticos e infecções submicroscópicas, a necessidade de melhores estratégias para o controle do vetor anofelino, na falta de hipnozoíticas seguros para evitar a recaída

por *Plasmodium vivax*, na mobilidade humana e na necessidade de uma vigilância eficaz com ferramentas para identificar os focos de infecção principalmente em áreas de baixa transmissão (FERREIRA; CASTRO, 2016). Além disso, os efeitos das mudanças climáticas e ambientais poderão contribuir para um incremento da taxa de transmissão, influenciando negativamente os resultados esperados dos programas de controle (ERMERT; FINK; PAETH, 2013).

A malária ainda se apresenta como um importante indicador de saúde e, juntamente com os determinantes sociais, econômicos e ambientais associados, pode trazer informações relevantes para contribuir para o sucesso das medidas que visam a diminuição da transmissão da malária em regiões de alto risco. Sendo assim, uma análise da tendência temporal da malária na última década e a descrição das características socioepidemiológicas foram exploradas para o município de Cruzeiro do Sul, Acre no presente trabalho.

2. MÉTODOS

2.1. TIPO DE ESTUDO

Trata-se de um estudo de abordagem epidemiológica e descritiva sobre a malária autóctone do município de Cruzeiro do Sul.

2.2. ÁREA E POPULAÇÃO DE ESTUDO

Na região mais ocidental do Brasil localiza-se o estado do Acre, representando 3,1% da Amazônia legal. O mesmo é formado por 22 municípios, e dentre eles se destaca Cruzeiro do Sul como sendo a segunda cidade mais populosa. Com aproximadamente 89.760 habitantes, sua população é predominantemente urbana, contando com aproximadamente 30% de pessoas domiciliadas na zona rural, segundo estimativas (IBGE, 2022). O município possui uma área equivalente a 7.781,5 km², desenvolvido as margens do Rio Juruá. Seu clima é o equatorial úmido, com temperatura média anual de 26 °C e índice pluviométrico elevado no período de novembro a abril (ACRE, 2017).

Fez parte deste estudo, todos os indivíduos residentes em Cruzeiro do Sul (Acre) e que indicaram como local provável de infecção alguma região do território deste município

no processo de notificação para o Sistema de Vigilância Epidemiológica em Malária (SIVEP-Malária).

2.3. FONTE, PROCESSAMENTO E ANÁLISE DOS DADOS

A base de dados original proveniente do SIVEP-Malária, em extensão DBF, foi obtida junto ao Ministério da Saúde para o período de 1º de janeiro de 2011 a 31 de dezembro de 2020. A mesma não apresentava nenhum dado que possibilitasse a identificação do usuário do sistema de saúde.

Os dados foram então transferidos para o Software Stata 14 (StataCorp, EUA) onde foram inicialmente analisados quanto a consistência, completude e necessidade. Após esta organização, as variáveis de interesse puderam ser analisadas de acordo com as suas características.

Posteriormente, utilizou-se para as análises das séries temporais o número absoluto de casos para evitar a flutuação aleatória do indicador visando avaliar o comportamento do número de casos no município através do software EPIPOI desenvolvido em MATLAB (The MathWorks Inc., EUA). Outras análises e apresentações gráficas foram possíveis pela utilização de *plugins* específicos do software QGIS 3.16 (OSGeo, EUA).

Utilizou-se a regressão de *joinpoint* para identificar alterações significativas na tendência da Incidência Parasitária Anual (IPA) no período estudado. Este método foi desenvolvido para analisar as séries temporais e usa a regressão de *joinpoint* para ajustar o modelo mais simples que os dados permitem. Utilizando o ano de notificação como variável independente, estimou-se a variação percentual anual (VPA) e a variação percentual anual média (VPAM) a partir de regressão linear do logaritmo natural da IPA. O nível de significância dos testes utilizados foi fixado aceitando um erro tipo 1 de 5% ($\alpha = 0,05$).

2.4. ASPECTOS ÉTICOS

O presente estudo foi elaborado segundo as normas envolvendo pesquisa em seres humanos da Resolução 466/12 do Conselho Nacional de Saúde, recebendo parecer favorável em 21 de julho de 2020 (CAAE: 30308120.2.0000.5010) pelo Comitê de Ética em Pesquisa da Universidade Federal do Acre. O mesmo foi conduzido obedecendo aos preceitos da Declaração de Helsinque e do Código de Nuremberg, após autorização e cessão dos dados pelo Ministério da Saúde.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. RESULTADOS

Foram notificados, no período de janeiro de 2011 a dezembro de 2020, 141.249 casos de malária autóctone, com surtos epidêmicos acentuados no final de 2012 e de 2016, bem como em grande parte do ano de 2017 até o início de 2018 (Figura 1A). Verificou-se nesta série histórica, uma maior proporção de casos nos homens (55%) e majoritariamente em pessoas de etnia parda (91,2%). Embora a faixa etária entre 10 e 19 anos tenha sido a mais afetada (28,6%), aproximadamente metade dos casos de malária (49%) foi registrada para adultos da faixa economicamente ativa (18 a 59 anos) (Figura 1B).

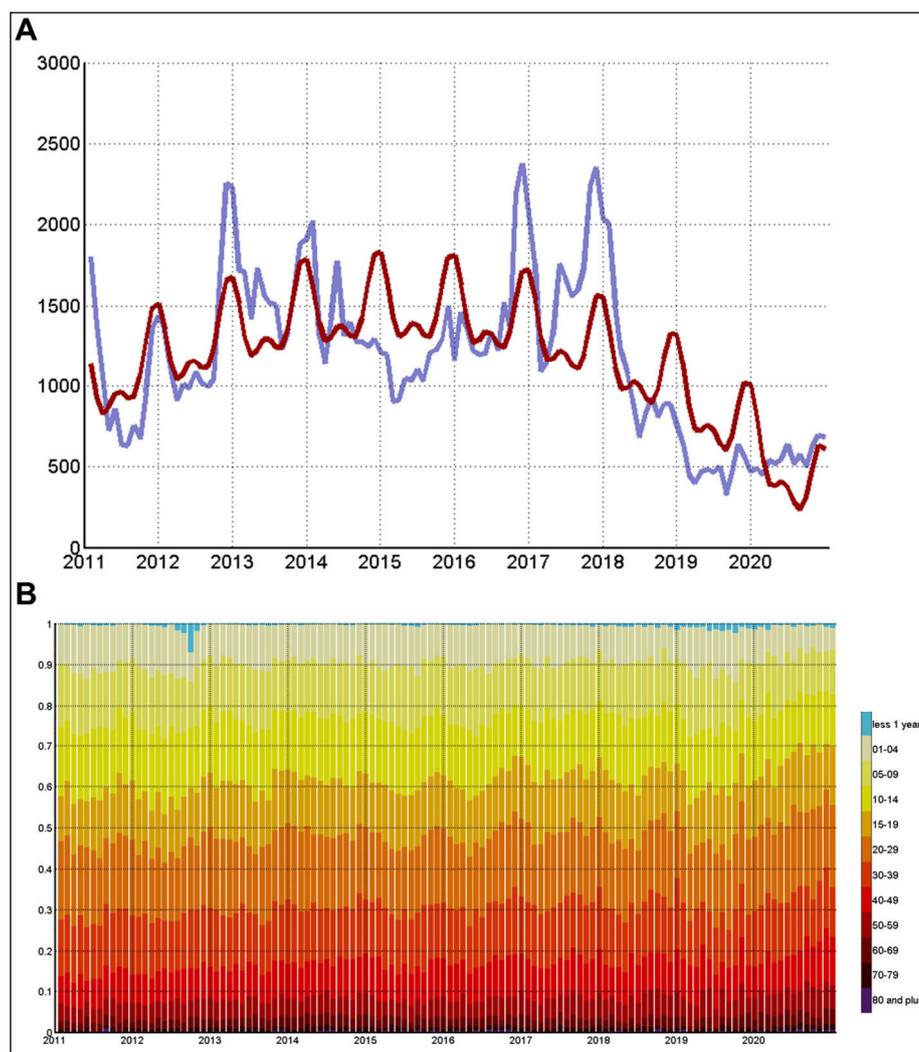


Figura 1 - Casos autóctones de malária por ano (A) e por faixa etária (B).

A linha azul representa a quantidade de casos mensais de malária gestacional observada no município de Cruzeiro do Sul e a linha vermelha representa o modelo de tendência sazonal calculado de 2011 a 2020. Na Figura 1B, a escala de cores representa as respectivas faixas etárias.

Foi observado um perfil heterogêneo da incidência de malária, relativamente alto entre os meses de outubro e março, durante os quais foram notificados 55,3% dos casos de malária. As médias mensais dos casos de malária notificados no período de 2011 a 2020 estão mostradas na Figura 2 e apontam para a importância da sazonalidade na distribuição dos casos. Os mais altos níveis são encontrados no período de maiores índices pluviométricos (outubro a fevereiro) para esta região.

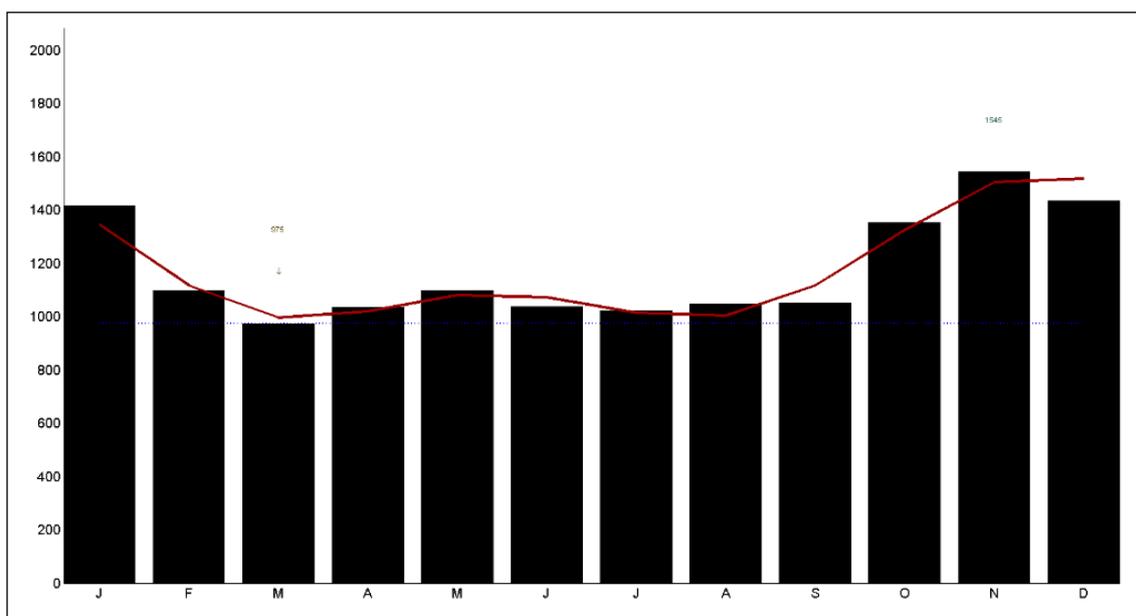


Figura 2. Média mensal do número de casos de malária (2011-2020).
A linha vermelha representa a harmonização média da tendência mensal.

A distribuição dos casos segundo a espécie parasitária, mostra uma variação temporal tanto do número absoluto quanto relativo de casos de malária por *P. falciparum* e *P. vivax* (Figura 3). A IPA sofreu uma redução ao longo de todo o período (VPAM: -11,3; IC 95%: -21,9, 0,6, $p=0,061$) e mais acentuadamente e significativa nos últimos quatro anos (VPA: -34,8; IC 95%: -56,8, -1,7, $p=0,044$). Além disso, mesmo com o predomínio do *P. vivax*, a malária causada por *P. falciparum* segue um incremento na sua proporção, chegando a 35,3% dos casos em 2020. Dentre as mulheres, cerca de 3,6% dos exames foram confirmados em gestantes, com cerca de um terço de positividade para *P. falciparum*.

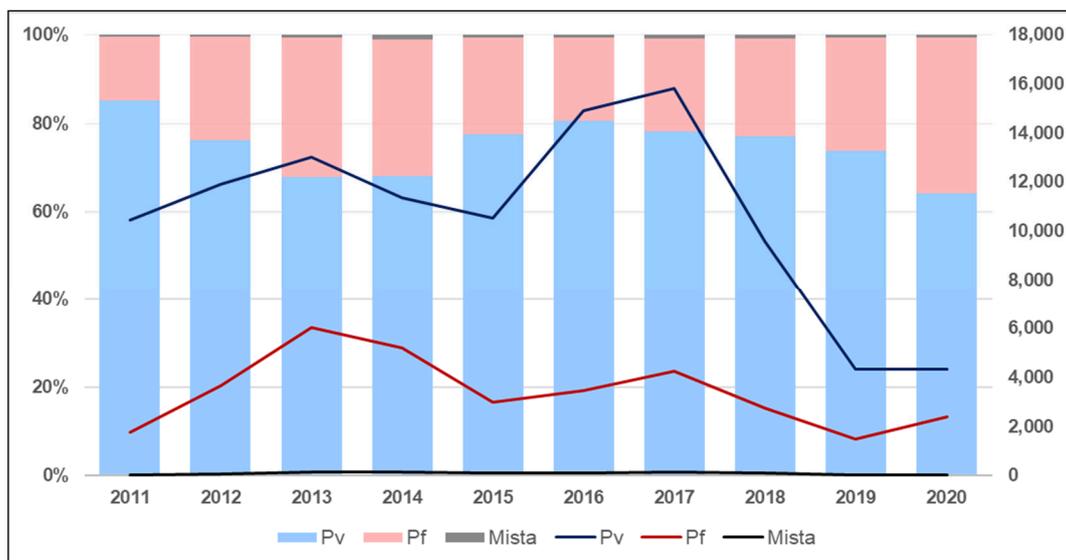


Figura 3. Distribuição proporcional e absoluta dos casos de malária por ano de notificação. As barras estão associadas aos percentuais de casos de malária (eixo esquerdo) e as linhas ao número absoluto (eixo direito) para infecções por *Plasmodium vivax* (Pv) (azul), *Plasmodium falciparum* (Pf) (vermelho) e infecção por ambas espécies (Mista) (cinza).

Mesmo com a redução do número de casos de malária autóctone, Cruzeiro do Sul permaneceu classificado como área de alto risco para malária em 2020, com uma IPA estimada de 76,6 casos a cada mil habitantes. Os indivíduos residentes na zona rural foram os mais afetados, contribuindo com 70,9% dos casos. Além disso, apenas 19 (9,3%) das 205 localidades de provável infecção foram responsáveis por mais da metade (51,2%) dos casos de malária durante o período estudado.

3.2. DISCUSSÃO

A investigação dos casos autóctones do município de Cruzeiro do Sul apontou para uma importante redução no número de casos a partir de 2018, após uma incidência acima da esperada em 2017. Curiosamente, Cruzeiro do Sul era a única cidade acreana que não tinha realizado a centralização das ações de combate à malária no município, estando esta função centralizada na Secretaria da Saúde do estado do Acre. Em junho de 2017, a municipalização das ações de prevenção e controle da malária, culminou com a descontinuidade do serviço, impactado pela demissão dos agentes de endemias provisórios e com a contratação e treinamento de recursos humanos permanentes (CARVALHO, 2018). Este fato pode ter contribuído para este aumento significativo.

No entanto, acredita-se que após uma gradativa reorganização do serviço de diagnóstico e tratamento, as ações que se seguiram e que foram reforçadas pela distribuição

de mosquiteiros impregnados com inseticidas de longa duração (MILD), tiveram um importante impacto no número de casos, ano após ano, sendo perceptível a tendência de redução significativa. Desta forma, o uso da série histórica temporal, além de ser um método válido para a comparação dos casos que ocorreram em comparação com a modelagem estimada, também contribui para a análise apropriada da sazonalidade da malária e avaliação das medidas de prevenção e controle para esta doença (LATORRE; CARDOSO, 2001).

A dinâmica das infecções nas principais regiões neste município ocorreu de forma heterogênea. O risco para malária ainda permanece alto nas áreas rurais devido, tanto às condições socioeconômicas e de moradia desta população, quanto em decorrência da dificuldade do controle vetorial e sobre os criadouros do *Anopheles* (COSTA et al., 2010). Comunidades que apresentem dificuldade de acesso aos serviços de saúde adequados acabam se tornando mais vulneráveis à ocorrência desta doença. Desta forma, para o sucesso do controle da malária também é necessário a detecção oportuna e o tratamento adequado dos casos.

A maioria dos casos de malária em Cruzeiro do Sul ocorreu em homens adultos, sinalizando uma maior exposição ao vetor, provavelmente pela atividade laboral de maior risco para a infecção. No entanto, especula-se que a transmissão ocorra no peridomicílio devido à maior incidência em crianças e adolescentes apoiada por um percentual quase equivalente na população feminina (KOHARA MELCHIOR; NETO, 2016). O menor registro de casos de malária na população idosa pode estar associado ao desenvolvimento de imunidade clínica devido a maior quantidade de infecções durante a vida (KLEINSCHMIDT; SHARP, 2001). Somado a isto, a diminuição significativa da busca ativa de possíveis casos contribui para a existência de indivíduos infectados assintomáticos com baixas parasitemias que além de não serem tratados, acabam dificultando as estratégias de eliminação das fontes de transmissão.

A sazonalidade e abundância das chuvas, juntamente com outros fatores ambientais e sociais podem alterar o padrão de incidência da malária (WOLFARTH-COUTO; DA SILVA; FILIZOLA, 2019). Porém, uma redução significativa dos casos no período de seca/estiagem não foi observada devido à existência de criadouros permanentes da região que desempenham um importante papel no ciclo do vetor.

Este trabalho chama atenção para a crescente proporção de lâminas positivas para *Plasmodium falciparum*. Em 2014, observou-se que de todos os casos diagnosticados para esta espécie no Brasil, 46% ocorreram em três municípios do Vale do Juruá acreano

(Cruzeiro do Sul, Mâncio Lima e Rodrigues Alves). Enquanto a proporção nacional dos casos de malária por *P. falciparum* gira em torno de 15%, atualmente o município de Cruzeiro do Sul apresenta mais do que o dobro desta proporção, embora tenha conseguido uma expressiva redução no número absoluto de casos. O aparecimento de epidemias por *P. falciparum* demonstra possíveis falhas nas ações de controle, principalmente o atraso no diagnóstico em determinado grupo de indivíduos (GARDINER; TRENHOLME, 2015; GBOTOSHO et al., 2011).

Provavelmente, os avanços alcançados pelo município de Cruzeiro do Sul impactam positivamente a qualidade de vida da população deste município e reduzem significativamente a incidência estadual para esta doença. Colocar em prática as ações do Plano de Intensificações de Controle da Malária na Amazônia Legal e do Programa Nacional de Prevenção e Controle da Malária, adequando-as à realidade epidemiológica, social e ambiental local pode provocar uma potencialização no alcance das metas previstas para o sucesso da redução e eliminação da doença onde ela se faz endêmica.

4. CONCLUSÃO

Compreender e acompanhar como as modificações nas características sociais, econômicas e ambientais podem impactar positivamente a implementação de ações voltadas para o controle e a prevenção da doença permitindo a otimização dos processos já estabelecidos para o combate da doença. Este estudo sugere a adoção de um melhor uso e análise dos dados, buscando outras formas de controle em nível local e favorecendo uma melhor atuação do serviço de vigilância em saúde com a redução do impacto sobre o desenvolvimento da população local.

5. AGRADECIMENTOS

Nossos agradecimentos à Secretaria Municipal de Saúde de Cruzeiro do Sul, à Secretaria da Saúde do Estado do Acre, ao Ministério da Saúde e ao Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais do *Câmpus* Floresta da Universidade Federal do Acre.

6. REFERÊNCIAS

ACRE. **Acre em números 2017**. 1. ed., Rio Branco: Governo do Acre, 2017.

BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE; SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Boletim Epidemiológico: Malária 2021**. 1ª ed., Brasília: Ministério da Saúde, 2021 a.

BRASIL; MINISTÉRIO DA SAÚDE; SECRETARIA DE VIGILÂNCIA EM SAÚDE. **Sistema de Informação de Vigilância Epidemiológica - Malária**. 2021b. Disponível em: <<http://tabnet.datasus.gov.br/cgi/deftohtm.exe?sinannet/cnv/malabr.def>>. Acesso em: 10 dez. 2021.

CARVALHO, Adelcimar. **Após um ano de municipalização, Cruzeiro do Sul apresenta redução de quase 7 % no número de casos de malária**. 2018.

COSTA, Kleynianne Medeiros de Mendonça; ALMEIDA, Walquíria Aparecida Ferreira De; MAGALHÃES, Izanelda Batista; MONTROYA, Roberto; MOURA, Marco Sabóia; LACERDA, Marcus Vinícius Guimarães De. Malária em Cruzeiro do Sul (Amazônia Ocidental brasileira): análise da série histórica de 1998 a 2008. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v. 28, n. 5, p. 353–360, 2010.

ERMERT, Volker; FINK, Andreas H.; PAETH, Heiko. The potential effects of climate change on malaria transmission in Africa using bias-corrected regionalised climate projections and a simple malaria seasonality model. **Climatic Change**, v. 120, n. 4, p. 741–754, 2013.

FERREIRA, Marcelo U.; CASTRO, Marcia C. Challenges for malaria elimination in Brazil. **Malaria Journal**, v. 15, n. 1, p. 284, 2016.

GARDINER, Donald L.; TRENHOLME, Katharine R. Plasmodium falciparum gametocytes: Playing hide and seek. **Annals of Translational Medicine**, v. 3, n. 4, p. 8–10, 2015.

GBOTOSHO, Grace Olusola; SOWUNMI, Akintunde; OKUBOYEJO, Titilope Modupe; HAPPI, Christian Tientcha; MICHAEL, Obaro Stanley; FOLARIN, Onikepe Abiola; ADEWOYE, Elsie Olufunke. Plasmodium falciparum gametocyte carriage, emergence, clearance and population sex ratios in anaemic and non-anaemic malarious children. **Memorias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 106, n. 5, p. 562–569, 2011.

IBGE. **IBGE Cidades**. 2022. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ac/cruzeiro-do-sul/panorama>>. Acesso em: 2 mar. 2022.

KLEINSCHMIDT, Immo; SHARP, Brian. Patterns in age-specific malaria incidence in a population exposed to low levels of malaria transmission intensity. **Tropical Medicine and International Health**, v. 6, n. 12, p. 986–991, 2001.

KOHARA MELCHIOR, Leonardo Augusto Kohara; NETO, Francisco Chiaravalloti. Spatial and spatio-temporal analysis of malaria in the state of acre,western Amazon,Brazil. **Geospatial Health**, v. 11, n. 3, p. 233–239, 2016.

LATORRE, Maria do Rosário Dias de Oliveira; CARDOSO, Maria Regina Alves. Análise de séries temporais em epidemiologia: uma introdução sobre os aspectos metodológicos. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 4, n. 3, p. 145–152, 2001.

WHO. **World Malaria Report 2021**. 1ª ed., Geneva: World Health Organization, 2021.

WOLFARTH-COUTO, Bruna; DA SILVA, Rosimeire Araújo; FILIZOLA, Naziano. Variability in malaria cases and the association with rainfall and rivers water levels in Amazonas State, Brazil. **Cadernos de Saude Publica**, v. 35, n. 2, 2019.

MATRIZES DE PRODUÇÃO: O CONFLITO ENTRE O AGRONEGÓCIO E A AGROECOLOGIA

Kleber Andolfato de Oliveira¹, Ilena Felipe Barros² e José Nilo Ferreira de Freitas³

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Departamento de Serviço Social, Natal, Rio Grande do Norte, Brasil;
3. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

O capítulo tem por objetivo analisar o desenvolvimento do agronegócio no Brasil e sua incursão sobre a terra, concentrando a propriedade fundiária, destruindo o meio ambiente, destituindo culturas e povos originários; no sentido de produzir em escala global sob as regras do mercado e da acumulação. Versa também sobre a matriz de produção agroecológica sendo uma alternativa para sobrevivência dos povos, da biodiversidade, da natureza; dos recursos naturais e da soberania alimentar. Esse capítulo origina-se de teses doutoramento do/a autor/a, do desenvolvimento de uma dissertação de mestrado pelo PPG em Ciências Ambientais da UFAC/Campus Cruzeiro do Sul e de uma revisão de literatura sobre a questão agrária brasileira na atualidade, a partir de autores clássicos e contemporâneos.

Palavras-chave: Capital financeiro, Concentração fundiária e Soberania alimentar.

ABSTRACT

The chapter aims to analyze the development of agribusiness in Brazil and its incursion into the land, concentrating land ownership, destroying the environment, removing cultures and native peoples; in the sense of producing on a global scale under the rules of the market and accumulation. It also deals with the agroecological production matrix as an alternative for the survival of peoples, biodiversity, nature; of natural resources and food sovereignty. This chapter originates from the author's doctoral theses, from the development of a master's thesis by the PPG in Environmental Sciences at UFAC/Campus Cruzeiro do Sul and from a literature review on the Brazilian agrarian question today, based on of classical and contemporary authors.

Keywords: Financial capital, Land concentration e Food sovereignty.

1. INTRODUÇÃO

Este capítulo, numa perspectiva de debate e reflexão teórica, tem importância para apreender o movimento do capital financeiro sobre a terra, sendo o maior inimigo do desenvolvimento da agroecologia no Brasil, em especial em áreas de relevante importância ecológica e social. Essa realidade faz parte da atual conjuntura no campo brasileiro.

Em função do movimento de expansão do capital financeiro sobre todos os setores da economia, identifica-se, na atualidade, a existência de dois modelos de agricultura, que estão em disputa no cenário brasileiro. De um lado o agronegócio ou *agribusines*, representado pela burguesia agrária e articulado ao capital financeiro internacional; e do outro a agricultura camponesa com base na produção agroecológica de alimentos, sustentada pelos/as trabalhadores/as rurais assentados, sitiantes, posseiros, arrendatários, parceiros, meeiros, pequenos produtores rurais e comunidades tradicionais.

Neste movimento, o estudo, planejamento e reflexão sobre os sistemas agroalimentares, podem contribuir para uma melhor resposta do movimento agroecológico na revalorização do rural na perspectiva da sustentabilidade.

Este capítulo, adaptado e atualizado da publicação apresentada no “*VIII Simpósio de Questão Agrária do NATRA: Movimentos sociais, Agroecologia e Soberania Alimentar*”, esta organizado em uma revisão de literatura crítica sobre os modelos de desenvolvimento da agricultura, conforme desenvolvidos abaixo.

2. REVISÃO DE LITERATURA

2.1. O AGRONEGÓCIO: AGRICULTURA CAPITALIZADA E CONCENTRAÇÃO FUNDIÁRIA

Nas últimas décadas, a agricultura em todo mundo tem sofrido as incursões do capital financeiro no sentido de produzir em escala global sob as regras do mercado e da acumulação. No caso específico da agricultura, o capital financeiro tem controlado a produção e a comercialização dos produtos agrícolas. Destaca-se nesse cenário a aquisição de empresas de diferentes ramos da produção agrícola, por bancos com os excedentes do capital financeiro. Isso acarretou um crescimento surpreendente dessas empresas que tiveram um investimento de um capital acumulado que estava fora dos processos agrícolas,

contribuindo para dominarem a produção, o comércio, os insumos, as máquinas agrícolas, os medicamentos, os agrotóxicos, as ferramentas, etc. Em segundo lugar, essas empresas, fortalecidas pelo capital financeiro e favorecidas pela dolarização da economia mundial, entraram nas economias nacionais e adquiriram as empresas e a produção agrícola local. Outra forma de controle utilizada pelo capital financeiro tem sido às normas e regras impostas pelas IFMs (especialmente o Banco Mundial, FMI e OMC) quanto à produção e comércio agrícola, obedecendo aos interesses das grandes empresas e obrigando os governos locais a liberar o comércio dos produtos.

Nessa dinâmica do capital financeiro na agricultura, há, ainda, uma forte dependência quanto ao crédito bancário e à industrialização. Esses créditos financiam o domínio da agricultura pela indústria em todo mundo. Nessa lógica globalizada, os governos locais diminuíram ou praticamente abandonaram as políticas públicas de comércio local e para agricultura camponesa de base familiar. Os governos liberaram os mercados nacionais e executaram as políticas de ajuste estrutural do neoliberalismo em favor das grandes transnacionais, através de isenções fiscais nas importações e exportações e taxas de juros favoráveis ao modelo de agricultura capitalista.

Com a crise do capital em 2008, os investimentos mais significativos para os grandes grupos econômicos foram aplicar seus capitais voláteis em ativos fixos como terra, minério, matéria-prima agrícola, água, território rico em biodiversidade e em produção de energias renováveis, como usinas de etanol e hidroelétricas.

Como afirma Stédile (2013),

Esses capitais financeiros se dirigiam às bolsas de mercadorias agrícolas e de minérios para aplicar seus ativos e assim especular no mercado futuro ou simplesmente transformar o dinheiro em mercadorias futuras. Esse movimento gerou uma elevação exagerada nos preços dos produtos agrícolas negociados pelas empresas nas bolsas mundiais de mercadorias [...] eles são resultado dos movimentos especulativos e do controle oligopólico dos mercados agrícolas por essas grandes empresas. (STEDILE, 2013, p. 23)

Sob a hegemonia do capital financeiro, as empresas transnacionais concentraram o controle da produção e do comércio de produtos agrícolas, principalmente a agroindústria de soja, milho, cana-de-açúcar e laticínios e o monocultivo de eucalipto para celulose e carvão (siderurgia). Esse controle favoreceu o aumento dos preços dos produtos agrícolas e dos insumos em âmbito mundial, obtendo lucros extraordinários e conseqüentemente, gerando a falência de pequenos e médios produtores locais que não conseguem produzir no mesmo padrão imposto pelas empresas capitalistas. A concentração da produção agrícola atinge um

pequeno número de proprietários de terra articulados com as empresas. No Brasil, “[...] 10% de todos os estabelecimentos agrícolas do país controlam 80% do valor da produção”. (STEDILE, 2013)

Essas empresas estrangeiras expandem seus negócios na agricultura capitalista controlando um volume significativo de hectares de terras no Brasil, tendo como prioridade a produção de soja em todas as regiões do Brasil; a cana-de-açúcar no centro-sudeste; a celulose no sul da Bahia, Espírito Santo e Mato Grosso do Sul; madeira para carvão na região Norte e Minas Gerais; frutas irrigadas no semiárido; camarão em cativeiro no litoral do Nordeste; pecuária nas regiões degradadas e fronteiras agrícolas; algodão no Centro Oeste. (STEDILE, 2013)

Os governos brasileiros vêm sistematicamente criando às condições macroeconômicas favoráveis a expansão do agronegócio, proporcionando a aliança da propriedade fundiária com o capital financeiro, de modo a ampliar e proteger as terras improdutivas para futuras transações e acumulação do capital, o que impede a reforma agrária.

A partir de 2008, a crise internacional afeta a economia brasileira pela enorme fuga de capital e altera a política econômica, forçando modificações do sistema cambial. A política de comércio exterior se transforma e a estratégia encontrada é gerar saldos comerciais e suprir o déficit da conta corrente. Volta-se então, para investimento em exportações de produtos agrícolas e minerais. Dessa forma, a agricultura capitalista, sob a forma do agronegócio, é fundamental para capturar o excedente econômico e recuperar a economia brasileira.

Durante o segundo governo de Fernando Henrique Cardoso (1999/2002), os investimentos no agronegócio são reforçados através das seguintes iniciativas: a) um programa prioritário de investimento em infraestrutura territorial, visando à criação de economias externas que incorporassem novos territórios, meios de transporte e corredores comerciais ao agronegócio; b) um explícito direcionamento do sistema público de pesquisa agropecuária (Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária/EMBRAPA), operando em sincronia com empresas multinacionais do agronegócio; c) uma regulação frouxa do mercado de terras, de modo a deixar fora o controle público às terras devolutas, mais aquelas que declaram não cumprir a função social, além de boa parte das auto declaradas produtivas; d) a mudança da política cambial torna a economia do agronegócio competitiva junto ao comércio internacional e funcional a estratégia de ajustamento macroeconômico; e) a

provisão de crédito rural nos Planos Safra é retomada em vigor no período de 2003-2010. (DELGADO, 2013)

Essa lógica de reprodução do capital no campo, que se desenvolve no controle da produção agrícola, nos insumos e na expansão dos produtos para exportação só foi possível, em função da aliança que se produziu entre as empresas multinacionais com os fazendeiros e grandes proprietários de terra. Os fazendeiros se associam subordinadamente às corporações do capital financeiro e dispõem de grandes extensões de terra, da depredação do meio ambiente e da super exploração do trabalho agrícola, muitas vezes com uso da força de trabalho em condições análogas ao trabalho escravo. Exemplo disso são as empresas estabelecidas no Brasil produtoras de cana-de-açúcar, fruticultura, soja, pecuária, arroz, etc.

Em 2021, de acordo com os dados parciais do portal da Comissão Pastoral da Terra (2022), houve um aumento no número de famílias envolvidas nos Conflitos por Terra em 3,55%, dados de janeiro a agosto de 2021. O número de famílias em ocupações e retomadas registrado em 2021, teve um aumento de 558,57%, passando de 519 para 3.418, o que já corresponde a mais que o dobro do número total de famílias registrado em todo o ano de 2020 (1.391). Segundo a CPT (2022), *“isso mostra que mesmo com o receio de contaminação pela Covid-19, essas famílias precisaram resistir para manter-se vivas e nos territórios tradicionalmente ocupados. A ofensiva contra os povos do campo, das águas e das florestas não entrou em quarentena.”*

Ainda segundo dados preliminares da CPT (2022), de janeiro a agosto 2021, 418 territórios sofreram "Violência Contra Ocupação e a Posse", sendo: 28% territórios indígenas; 23% quilombolas; 14% são territórios de posseiros; 13% são territórios de sem-terras, entre outros. Entre as categorias que mais causaram Violências Contra a Ocupação e a Posse: Fazendeiro (23%), Empresário (18%), Governo Federal (14%), Grileiro (13%). A categoria Garimpeiro passou de 3% em 2020 para 6% em 2021. O salto desta categoria também foi registrado em Conflitos pela Água, tendo passado de menos de 1%, em 2020, para 5% em 2021.

Essa voracidade do capital sobre a agricultura tem provocado a expropriação, violência, criminalização de movimentos sociais no campo e o aquecimento no mercado de terras no Brasil, exatamente, nas áreas que concentram a monocultura, o latifúndio e o agronegócio. Quando o capital se apropria da terra, este o faz num processo de concentração da riqueza que tem na propriedade privada da terra um caráter rentista, próprio do desenvolvimento capitalista brasileiro. Desse modo,

Ao mesmo tempo em que este desenvolvimento avança reproduzindo relações especificamente capitalistas, implantando o trabalho assalariado, produz também, igual e contraditoriamente, relações camponesas de produção, a peoagem e suas diferentes formas de “escravidão pela dívida” etc., todas necessárias a sua lógica de desenvolvimento (OLIVEIRA, 2010, p. 287).

Ressalta-se que, desde a ditadura militar, os governos brasileiros vêm investindo na agricultura, através da expansão de complexos agroindustriais, articulado com o capital financeiro internacional. Já nesse período, ocorre um processo de articulação entre o capital agroindustrial, o sistema de crédito a agricultura e a agroindústria e a propriedade fundiária no sentido de estruturar e sustentar a modernização conservadora da agricultura. Nesse sentido, “[...] o mercado de terras e o crédito rural, sob o patrocínio do Estado, são peças essenciais para possibilitar a estratégia de capital financeiro na agricultura” (DELGADO, 2013).

É nesse momento em que o capital aplicado à terra proporciona a acumulação desse mesmo capital, tendo a renda da terra como elemento fundante para sua reprodução. Seguindo a mesma lógica, o sistema de crédito rural para a agricultura contribuiu para construção de complexos agroindustriais e para cumprir a função do capital em ampliar as taxas de lucro, agora em variados setores e ramos da produção agrícola.

No atual modelo de agricultura brasileira, o agronegócio se constitui uma das estratégias da política macroeconômica do governo federal. Como nos informa Bruno (2009)

O agronegócio despontou como palavra política unificadora de interesses das classes e grupos dominantes no campo e expressão do processo de construção da hegemonia e de renovação dos espaços de poder e de dominação (BRUNO, 2009).

No mercado mundial do agronegócio, o Brasil precisa exportar e importar, mesmo que tenha condições favoráveis para produzir aquilo que importa. Os capitalistas internacionais se beneficiam e aumentam seus lucros com as exportações. O Brasil tem um lugar privilegiado no mundo capitalizado, sendo um dos principais fornecedores e exportadores de alimentos, minério de ferro, aviões, produtos florestais (celulose, papel, madeira e seus derivados).

O agronegócio está representado no latifúndio e na monocultura, sustentados pelas empresas multinacionais que controlam a terra, os recursos naturais, as sementes e a força de trabalho. Nessa lógica de produção, há um uso intensivo de mecanização, que expulsa força de trabalho para aumentar a produtividade do trabalho agrícola, cujo sentido é de uma agricultura sem trabalhadores rurais. Também é reconhecido o uso abusivo de agrotóxicos,

como forma de aumentar a produtividade da lavoura e do trabalho, à base de venenos, sem nenhum controle, causando todo tipo de degradação do meio ambiente, destruindo a fertilidade natural do solo e seus micro-organismos, contaminando as águas dos lençóis freáticos e a atmosfera. Incluindo a destruição do território e da cultura dos povos originários.

2.2. AGROECOLOGIA: DESENVOLVIMENTO DO CAMPO E VALORIZAÇÃO DO TERRITÓRIO

Existe atualmente certo consenso no que tange a classificação dos modelos de produção agrícola encontrados no território brasileiro. Consideram-se dois modelos como sendo os que abrangem as diversas técnicas e formas de manejo, o modelo convencional e o modelo alternativo de produção.

O modelo convencional recebe também por muitos pesquisadores o título de “agricultura moderna”, este termo surgiu das técnicas agrícolas conhecidas e descritas como “pacote tecnológico”, como o uso de variedades de alto rendimento, cultivadas necessariamente a partir da aplicação intensiva de adubação química, combinado à aplicação sistemática de agrotóxicos, em processos de trabalho majoritariamente mecanizados (ALTAFIN, 1999).

Alguns autores como, Altieri (2002; 2012) Balestro e Sauer (2013) afirmam em seus estudos que, o padrão convencional de agricultura tem se mostrado insustentável, não só pelo aumento da pobreza e o aprofundamento das desigualdades, mas também pelos impactos ambientais negativos causados pelo desmatamento continuado, pela redução dos padrões de diversidade preexistentes, pela intensa degradação dos solos agrícolas e contaminação química dos recursos naturais, entre tantos outros impactos (ALTIERI, 2002).

Diante da problemática da desordem econômica, social e ambiental oriundas de um modelo de produção com a lógica de exploração ao máximo da natureza e sem observar os limites de sua utilização, surge um movimento chamado “alternativo”, justamente para contrapor esta lógica e este modelo de produção. O modelo chamado de alternativo tem como premissas a utilização de métodos e técnicas que respeitam os limites da natureza, pouca ou nenhuma dependência de agrotóxicos e troca de saberes científicos com saberes locais desenvolvidos pelos agricultores (CAPORAL; COSTABEBER, 2004).

De modo geral, a agricultura alternativa visa trabalhar com o conceito de agricultura sustentável que se apresenta como uma resposta relativamente recente para o declínio a qualidade dos recursos naturais e da base produtiva da agricultura moderna (ALTIERI 1998;

2012). A questão da produção agrícola deixou de ser puramente técnica para se tornar em uma questão mais complexa, que é caracterizado pelas dimensões sociais, culturais, políticas, ambientais, éticas e econômicas, justamente o oposto do modelo convencional do “agronegócio” apresentados anteriormente.

Carmo (2008) concebe a agroecologia como uma nova abordagem científica, multidimensional, ao passo que busca outros aportes disciplinares para desenvolver sua dimensão teórica possuindo como eixo central de estudo o agroecossistemas. Ademais, segundo informa Altieri (1998), o objetivo principal da agroecologia é trabalhar com sistemas agrícolas complexos no qual as interações ecológicas entre os componentes biológicos criem fertilidade ao solo, a produtividade e a proteção das plantas.

Elencada como uma ciência inovadora, a agroecologia, por sua vez, busca dinamizar a visão interdisciplinar e participativa como uma cadeia integradora de sistemas de conhecimento coletivo. Nesse enfoque, essa ciência reconstrói modelos teóricos e metodológicos específicos embasados nas experiências substanciadas por diferentes atores sociais envolvidos nas práticas de cultura da terra.

Segundo Costa (2017), ao optar pelo modelo agroecológico, busca-se autonomia do sistema produtivo, orienta-se por princípios básicos fundamentados nos conhecimentos e acúmulos da ecologia e da agricultura tradicional. A adoção do enfoque sistêmico vem no sentido de superar o enfoque reducionista do modelo convencional e suas limitações frente aspectos socioeconômicos e ambientais, por exemplo (COSTA, 2017).

Nesse sentido, a abordagem agroecológica incentiva os pesquisadores à direcionar o olhar investigativo nas práticas tradicionais dos agricultores resgatando o conhecimento para desenvolver projetos sustentáveis com a mínima dependência de componentes químicos externos, notadamente os agrotóxicos.

Ressalta-se também que existe uma relação bem estreita da agroecologia com o conceito de desenvolvimento sustentável, ou sustentabilidade. Esta relação esta pautada na ideia de que o conceito de desenvolvimento sustentável foi elaborado, segundo alguns autores, para causar de forma proposital uma discussão e reflexão mais aprimorada sobre este conceito (ALTIERI, 2012). Além disso, as bandeiras do desenvolvimento sustentável também são e estão relacionadas com os olhares da agroecologia para com os agroecossistemas.

Segundo Camargo (2008), o desenvolvimento sustentável tem como objetivo atingir parâmetros desejáveis na economia, no equilíbrio ambiental e na dimensão social, todavia, existem parâmetros hoje também apontados como desejáveis de dimensões éticas, políticas

e culturais. A agroecologia anda pelo mesmo caminho, objetiva atender as demandas econômicas, de forma a gerar qualidade de vida, diminuindo as mazelas sociais, garantindo acesso às políticas públicas e de justiça social, respeitando os conhecimentos tradicionais e culturais dos atores envolvidos, garantindo uma produção limpa e que esteja em sinergia com o meio ambiente.

Neste sentido, a agroecologia apresenta-se como movimento contrário as mazelas do agronegócio. Os valores e princípios agroecológicos não atendem aos interesses do grande capital. Obviamente, este conflito de interesses coloca a agroecologia como uma ciência e um movimento em processos contínuos de superação, haja vista a necessidade de demonstrar que é possível derrubar o modelo de agricultura advindo das idéias e motivações da chamada “*Revolução Verde*”.

Amorozzo (2014) chega a discutir em seus trabalhos, em especial no texto “Quem vai ficar pra cuidar da roça?”, suas preocupações em relação a todos esses conhecimentos que existem nas roças mais simples e tradicionais, roças tradicionalmente familiares, modelos que o agronegócio pretende superar. É bem sabido que estes conhecimentos tradicionais estão extremamente relacionados com a preservação e conservação genética e cultural de diversas populações indígenas e agrícolas tradicionais. A autora aponta sobre o desinteresse dos indivíduos mais novos e da deficiência dos detentores do conhecimento de manejo em garantir e perpetuar seus conhecimentos. Ora, sabe-se que muitos são os fatores que podem contribuir para este processo de erosão cultural e genética. Em se tratando da erosão cultural, neste caso, os motivos se apresentam no fascínio que os grandes centros, as novas tecnologias e a qualidade de vida urbana oferecem e certamente a transformação da agricultura.

A garantia de acesso aos serviços públicos, a melhoria da qualidade de vida das populações rurais e florestais deve ser pauta de políticas públicas compromissadas com a garantia de perpetuação e preservação destes conhecimentos, além claro, de compromissos com a diminuição de mazelas sociais como o êxodo rural, o crescimento desordenado dos grandes centros que recebem estas populações sem planejamento adequado, a diminuição da criminalidade, entre outros, e obviamente, o mercado consumidor e a mídia assumem papel importante na mudança de valores e na discussão destes assuntos pela sociedade.

Diante disso, se faz necessário uma revalorização do rural. Na Agricultura um novo processo de mudança de valores está ocorrendo atualmente. É chamado por alguns autores como um processo de “revalorização” do rural (SCHENEIDER,1999). Segundo alguns autores, esse termo, “revalorização”, caracteriza uma nova forma de ver o rural, o mesmo

rural que dentro da visão produtivista geralmente é entendido como uma fonte de exploração dos recursos com o objetivo de aumento da produtividade sem muitas vezes considerar o uso adequado dos recursos naturais.

Na agroecologia, as questões que envolvem a revalorização do rural e o desenvolvimento do território, tendo em vista a economia territorial de Bernard Pecqueur (2002) parece fornecer elementos de análise dos mais fecundos para desenvolver um tipo de interpretação pertinente aqui. Este autor aponta para a história particular de um território como fonte de criação de bens e serviços territorializados, ou seja, invenções apoiadas em especificidades territoriais. Estas idéias podem ser interpretadas de tal maneira a propor que a análise dos processos sociais pode se alimentar da identificação dos aspectos reconhecidos, potenciais ou latentes que favoreçam a emergência das singularidades e das tipicidades dos territórios. Quer dizer, trata-se de discutir em que medida os atores locais se mobilizam e se articulam para fazer valer as diferenças, aquilo que lhes torna distintos em relação a outras realidades humanas.

A agroecologia e os estudos territoriais se voltam assim para a identificação das atividades, pensamentos, projetos individuais e coletivos que favoreçam o florescimento das específicas vocações ecológicas e culturais do território. Trata-se de considerar os aspectos que possam ser favoráveis ao despertar destas vocações, o que, em maior ou menor medida, pode conferir consistência a um desenvolvimento territorial promissor, inovador e sustentável.

A qualidade do desenvolvimento, desta maneira, está vinculada à tipicidade, à diversidade, à originalidade, ao bem estar social, à preservação do meio-ambiente e do patrimônio cultural. Nesta ótica, o desenvolvimento territorial deve ser, portanto, considerado como resultante de projetos voltados para a construção de recursos específicos e distintivos. O reconhecimento e valorização dos múltiplos papéis da agricultura podem ser então apropriados indicadores de uma percepção favorável a processos de especificação do território e neste aspecto a agroecologia se torna uma importante aliada para um modelo de desenvolvimento que esteja alinhado ao desenvolvimento sustentável.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Diante do exposto, é possível afirmar que as transformações na agricultura nas últimas décadas têm causado um padrão de desenvolvimento que compromete a vida

humana, a natureza e os ecossistemas. Dessa forma, a agroecologia é um modelo alternativo ao desmonte da vida no planeta provocado pelo agronegócio e todas as suas ramificações em todos os setores da agricultura e da indústria.

A agroecologia se baseia em novas relações sociais e de produção que elimina a exploração, a concentração fundiária, o trabalho escravo, a dominação dos recursos naturais para fins de acumulação de capital, os agrotóxicos e as sementes transgênicas, a opressão e alienação dos/as trabalhadores/as rurais, entre outros.

Assim, a agroecologia contribui para produção de alimentos saudáveis, garantindo o princípio da soberania alimentar e do trabalho cooperativo, como mutirões e agroindústrias familiares, próximo ao local da produção agrícola e sob o controle dos trabalhadores/as rurais. É necessário considerar as técnicas agroecológicas de produção de alimentos e abolir a mecanização exagerada que exaure a riqueza do solo. As máquinas agrícolas devem ser apropriadas a cada contexto socioambiental, visando a produtividade ambientalmente sustentável.

Todos os bens da natureza devem estar a serviço da vida sustentável do planeta e dos povos. A terra, a água e as florestas nativas devem ser tratadas como direito de todos os povos e não mercadoria e nem objeto de apropriação privada. As sementes são patrimônio da cultura dos povos camponeses e devem estar a serviço da saúde e da alimentação, sendo respeitada a biodiversidade dos biomas regionais, para que todos/as possam fazer uso delas, sem o controle econômico de empresas privadas do capital internacional.

Em tempos de capital financeiro e expansão do agrohidronegócio sobre o campo brasileiro, atingindo significativamente os territórios dos povos camponeses, ressalta-se as ações de resistência e organização política em defesa de uma reforma agrária popular com base numa produção agroecológica e respeito aos territórios e culturas dos povos do campo.

Finalizamos ressaltando um trecho do documento final do Encontro Unitário dos Povos do Campo, das Águas e da Floresta. “Não nos deixaremos curvar pelo avanço insaciável do capitalismo com seu cortejo de políticas governamentais nefastas e genocidas. Território não se negocia, não se vende, não se troca. É o espaço sagrado, onde fazemos crescer a vida, nossa cultura e jeito de viver, nos organizar, ser livres e felizes. Território livre, já!”

4. REFERÊNCIAS

- ALTAFIN, I.G. **Diagnóstico rural participativo no desenvolvimento local sustentável**. Brasília, 1999. (Mimeo).
- ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. São Paulo: Expressão Popular, 2012.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: bases científicas para uma agricultura sustentável**. Guaíba: agropecuária, 2002. 592 p.
- ALTIERI, M. **Agroecologia: A Dinâmica Produtiva da Agricultura Sustentável**. 1.ed.Porto Alegre: Editora da UFRGS, 1998.
- AMOROZO MCM. 2012. **Diversidade agrícola em um cenário rural em transformação: será que vai ficar alguém para cuidar da roça?** In: Ming LC, Amorozo MCM e Kffuri CW (Orgs.). **Agrobiodiversidade no Brasil: experiências e caminhos da pesquisa**. Volume 6. Recife: Nuppea, 2012.
- BALESTRO, M. V.; SAUER, S. **A diversidade no rural, transição agroecológica e caminhos para a superação da Revolução Verde: introduzindo o debate**. In: SAUER, S.; BALESTRO, M. V. (Org.). **Agroecologia: os desafios da transição agroecológica**. São Paulo: Expressão Popular, 2013.
- BRUNO, R. **Um Brasil Ambivalente – Agronegócio, ruralismo e relações de poder**. Rio de Janeiro: Mauad X; Seropédica/RJ: EDUR, 2009.
- CAMARGO, A.L.B. **Desenvolvimento sustentável: dimensões e desafios**. 4.ed. Campinas, SP: Papirus, 2008. 160 p.
- CAPORAL, F. R.; COSTABEBER, J. A. **Agroecologia e Extensão Rural: contribuições para promoção do desenvolvimento sustentável**. Brasília: MDA/SAF/DATER-IICA, 2004.
- CARMO, M. S. Agroecologia: Novos caminhos para a agricultura familiar. **Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária**, São Paulo, p. 28-40, 2008.
- COSTA, M. B.B. **Agroecologia no Brasil: História, princípios e práticas**. 1.ed. São Paulo: Expressão Popular, 2017
- CPT. **Comissão Pastoral da Terra**. Disponível em: <
<https://www.cptnacional.org.br/publicacoes-2/destaque/5889-dados-parciais-da-cpt-violencia-contra-ocupacao-e-a-posse-assassinatos-de-sem-terras-e-mortes-em-consequencia-disparam-em-2021>> acesso em: 03/04/2022
- DELGADO, G. C. **Reestruturação da Economia do Agronegócio – Anos 2000**. IN: STEDILE, João Pedro (Org.). **A Questão Agrária no Brasil. O Debate na década de 2000**. Volume 7. São Paulo: Expressão Popular, 2013.
- MARTINS, J. S. **Expropriação e Violência**. 3ª Edição. São Paulo: Hucitec, 1991.

OLIVEIRA, A. U. **A Questão Agrária no Brasil: Não Reforma e Contrarreforma Agrária no Governo Lula**. IN: Os Anos Lula – Contribuições para um Balanço Crítico 2003-2010. Rio de Janeiro: Garamond, 2010.

PECQUEUR, B. O desenvolvimento territorial: uma nova abordagem dos processos de desenvolvimento para os países do Sul, **Raízes**, vol. 4, n. 1 e 2, Campina Grande/ PB: UFCG, pp. 10-22. 2005

SCHNEIDER, S. **Agricultura familiar e industrialização**: pluriatividade e descentralização industrial no Rio Grande do Sul. Porto Alegre, RS: UFRGS, 1999. 208 p.

STEDILE, J. P. (Org.). **A Questão Agrária no Brasil**. O Debate na década de 2000. Volume 7. São Paulo: Expressão Popular, 2013.

O ANTROPOCENO E O PAPEL DA EDUCAÇÃO: REFLEXÕES A PARTIR DA PERSPECTIVA AMAZÔNICA

Jair de Souza Costa ^{1,2} e Éverton Ortiz Machado³

1. Universidade Federal do Acre – UFAC, campus Floresta, Centro Multidisciplinar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, AC, Brasil;
2. Secretaria de Estado da Educação, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
3. Universidade Federal do Acre – UFAC, campus Floresta, Centro Multidisciplinar, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Laboratório de Aracnologia, Cruzeiro do Sul, AC, Brasil.

RESUMO

A humanidade tem uma relação intrínseca com o meio-ambiente, tanto afetando quanto sendo afetada. Nesta relação com o meio, o ser humano evoluiu biologicamente, socialmente e culturalmente, estabelecendo um papel importante para o conhecimento: a educação. O conhecimento, estabelecido pela educação formal e informal atuou como motor evolutivo da humanidade, permitindo o desenvolvimento, mas também fomentando crises e problemas ambientais. O ponto de vista historiográfico nos auxilia a compreender a importância da educação e aprendizado no contexto amazônico e sua relação com aspectos da sociobiodiversidade. Percorrendo o desenvolvimento histórico, olhamos para a educação como ferramenta para o desenvolvimento socioambiental e os diferentes papéis dos núcleos sociais e Estado. Revisitamos o ensino como mecanismo para o desenvolvimento individual e capacidade de atuação como solução para a crise ambiental e combate à degradação. Propomos uma reflexão sobre o papel das escolas na educação amazônica como transformador social e o impacto da educação formal colonial e decolonial neste contexto, relacionando ambiente, vivência e educação com foco na amazônia. Vislumbramos como ápice desta discussão a educação como fomentadora do protagonismo desejado no homem amazônico como perspectiva da minimização da degradação. Desta forma, é possível estabelecer por meio da educação um equilíbrio entre a existência humana em sintonia com o meio e os interesses econômicos na região Amazônica, de forma a refrear a degradação ambiental e estabelecer uma convivência sociedade-ambiente pautada no equilíbrio com o meio, saúde e qualidade de vida.

Palavras-chave: Educação formal, Conhecimento e Amazônia.

ABSTRACT

Humanity has an intrinsic relationship with the environment, both affecting and being affected. In this relationship with the environment, the human being evolved biologically, socially, and culturally, establishing a significant role for knowledge: education. Knowledge is composed of formal and informal education. Knowledge acted as an evolutionary engine for humanity, allowing progress, and fostering crises and environmental problems. The historiographical

point of view helps us to understand the importance of education and learning in the Amazonian context and its relationship with aspects of sociobiodiversity. Going through the historical development, we look to education as a tool for socio-environmental development and the different roles of social centers and the State. We revisit teaching as a mechanism for individual improvement and capacity to act as a solution to the environmental crisis and combat degradation. We propose a reflection on the role of schools in Amazonian education as a social transformer and the impact of colonial and decolonial formal education in this context, relating environment, experience, and education with a focus on the Amazon. We envision as the apex of this discussion education as a promoter of the desired protagonism in the Amazonian man as a perspective of minimizing degradation. In this way, it is possible to establish, through education, a balance between human existence in tune with the environment and economic interests in the Amazon region, restrain environmental degradation, and establish a society-environment coexistence based on equilibrium with the environment, health, and quality of life.

Keywords: Formal education, Knowledge and Amazon.

1. INTRODUÇÃO

A relação entre os seres humanos e o ambiente é intrínseca à própria existência humana, e a história dessa relação molda as decisões que tomamos hoje. A existência da humanidade no Planeta é marcada por processos históricos, tanto biológicos quanto sociais e culturais. A espécie humana é conhecida por sua capacidade de alterar o meio em que vive desde sua origem, característica ratificada por vários registros históricos e estudos, a exemplo dos de Darwin (1889) e a trilha histórica de modificações no meio ambiente. Evidentemente, a indissociabilidade entre o sujeito e o meio nos mostra um efeito dinâmico, onde quem transforma, também é transformado (HARARI, 2019).

Partindo de uma perspectiva evolucionista em que o homem deriva de um ancestral comum com outros primatas e se adapta física e intelectualmente durante o seu caminhar cronológico e ambiental (NEVES, 2006), constatamos que a existência humana é marcada pela superação de desafios pela sobrevivência. Para lidar com estes e outros desafios e, considerando a espécie humana como parte do sistema natural do planeta, a continuidade humana sempre foi dependente dos recursos da natureza, que no decurso histórico se registra pelas cicatrizes marcadas na face dos diversos ambientes, solos, florestas, oceanos, rios, igarapés, ar e fauna. Essa relação essencial à sobrevivência do homem, nem sempre é harmoniosa, dada sua exploração voraz (WATERS et al., 2016; STEFFEN et al., 2018; LATOUR, 2020; SILVA et al., 2020). A descoberta do fogo e sua aplicação para obtenção de conforto foi marco para suscitar o gosto e ambição por benefícios, ao passo que a

humanidade transforma a si e ao meio desde os primeiros registros ao Antropoceno (NEVES, 2006). O Antropoceno é definido exatamente pelo momento em que as ações e interações humanas com o meio ambiente equiparam-se às forças governadas pela natureza, alterando a dinâmica natural, ameaçando perigosamente o equilíbrio da biosfera e representando importante pressão sobre o sistema terrestre (STEFFEN et al., 2018).

A convivência entre os sujeitos, saiu do limiar do simples espírito de sobrevivência e de uma existência passiva diante do todo para um protagonismo. Os agrupamentos sociais organizaram-se progressivamente, tanto em complexidade da organização social, quanto em capacidade para exploração dos recursos (HARARI, 2016). O resultado desta organização se consolidou em um sistema social ancorado em relações de poder. Aqueles que possuíam mais habilidades adaptativas (fisicamente ou socialmente) para enfrentar as adversidades do meio ambiente e entre seus semelhantes se sobressaiu aos demais. Estas habilidades frequentemente eram e ainda são organizadas de forma a serem compartilhadas entre indivíduos, resultando em diferentes tipos de conhecimento.

2. REVISÃO DE LITERATURA

A capacidade de adquirir, acumular, organizar e difundir conhecimentos é típica da espécie humana e para este conjunto de processos deu-se o nome de educação (MORETTI; ASBAHR; RIGON, 2011). Esta por sua vez, pode ser adquirida por diversos meios. Quando a educação é adquirida pelo viés informal é construída pela interação social, seja ela familiar, nos núcleos pequenos de convivência ou mesmo o pelo contato com o senso comum advindo dos meios de comunicação de massas (MARANDINO, 2017). A outra forma de adquirir educação, que também está ligada à primeira, é a escolar. Cunhada através de processos construídos e embasados pelo conhecimento científico, esta modalidade de educação é denominada formal, sendo constantemente aprimorada, sofrendo constante análise e reformulação, estruturada cronologicamente e hierarquicamente (MARANDINO, 2017).

A importância dos processos educacionais é evidente. Mesmo assim, podemos questionar: Qual a relevância dos processos educacionais formais e informais? Qual seria o resultado do desenvolvimento humano sem interferência dos processos educacionais? Alguns casos envolvendo seres humanos demonstraram que a educação é construída por meio do convívio social (DIAS; PINTO, 2019). O exemplo mais emblemático desta afirmativa

são os registros históricos de seres humanos criados entre animais selvagens e que não desenvolveram as capacidades e habilidades que teriam, quando comparados aos indivíduos criados entre seres humanos. O pesquisador ZINGG (1940) analisou situações de isolamento social extremo, inclusive um dos casos documentados mais conhecidos que ilustra esse exemplo, o de Dina Sanichar, a criança-lobo da Índia, 1867. O então menino de 6 anos foi descoberto sendo criado entre lobos na floresta. Quando resgatado por caçadores apresentava os mesmos modos que a alcateia, incluindo a forma de andar, comer e se comunicar vocalmente. Após anos no orfanato de Sikandra e tentativas de interação social, seu desenvolvimento foi precário não sendo suficiente para superar os desafios da interação em grupo. Este e outros casos nos mostram a importância dos processos formativos educacionais e sociais e a relevância da apresentação dos processos de aprendizagem nos momentos mais efetivos da formação humana.

A história nos evidencia a capacidade singular dos seres humanos em interagir de maneira intencional, acumular, compartilhar, produzir e aprimorar conhecimentos de diferentes maneiras (FILHO, 2019). Essa singularidade vem garantindo ao longo dos séculos a evolução sociocultural da espécie em diferentes aspectos de sua existência, principalmente através do conhecimento produzido, compartilhado e aprimorado através das bases científicas. Ao passo que se apresenta triunfante em elucidar e resolver dos problemas, o domínio do conhecimento pode ser ferramenta de subjugação (MORIN, 2014).

A aquisição e desenvolvimento do conhecimento se estabelece em diversas escalas, que desempenham, por fim, diferentes papéis na formação dos indivíduos. Nessa lógica, os núcleos familiares e a teia de convivência são geradores de aprendizagem, fundamentais à vida coletiva, processo que chamamos de educação. Através dela, o sujeito se humaniza (BORGES, 2017). Nesse sentido, os indivíduos são capazes de grandes feitos quando são capazes de compreender, interpretar e modificar o mundo à sua volta (MÜLLER, 2018). Essa capacidade, em tese, deveria ser aprimorada pelo ensino. Para Luckesi (2011), as verdadeiras aprendizagens decorrem de ações conscientes organizadas e fundamentadas na reflexão crítica do ato. Da mesma forma, para Freire (1996) a formação de um cidadão deve ser guiada para a autonomia (pessoal e intelectual) e pelo protagonismo. A capacidade de interpretar os fenômenos que ocorrem na natureza é fator preponderante na formação de um ser social apto a desenvolver um papel consciente no meio em que está inserido. Wendt e Rajobac (2011) citam o pensamento kantiano e iluminista ressaltando a linha de que o homem livre é o que faz uso da razão, levando ao esclarecimento (*Aufklärungszustand*). As sociedades estruturadas hierarquicamente entenderam e exploraram a necessidade da

educação como ferramenta de esclarecimento, desenvolvimento e dominação. Nesse sistema, se estabeleceu que o Estado perfaz o papel de agente organizador de uma educação que supera o núcleo familiar, o meramente social, e eleva sua natureza à perspectiva de desenvolvimento do cidadão através de seu potencial intelectual (PERONI, 2018). Esta organização formal da educação é baseada no conhecimento historicamente e sistematicamente construído, utilizando bases racionais, que permitiram que a educação passasse a ser ofertada por diferentes povos de maneira institucionalizada (MAUÉS, 2003).

A educação escolar ao caminhar dos anos e da humanidade tornou-se essencial em países democráticos tanto para a formação do cidadão, quanto para o desenvolvimento da nação (LIBÂNIO, 2017). No Brasil, como retrata Saviani (2008), a educação escolar surge como um fenômeno restrito a pequenos grupos com objetivo de garantir o status de dominante frente aos menos favorecidos. As várias reformas educacionais ao longo do século XX culminaram na legislação educacional que norteia todo o sistema nacional de ensino brasileiro, a Lei nº 9.394/96 (BRASIL, 1996).

2.1. O PAPEL DAS ESCOLAS NA EDUCAÇÃO AMAZÔNICA

Em escolas da Amazônia, a educação formal ganha status de ferramenta de resistência frente ao sujeito que vive em um ambiente cobiçado e que está na iminência de sucumbir aos interesses de poucos. Dessa forma, a educação escolar guiada pelo conhecimento científico aliada ao componente educação ambiental ganha aspecto de extrema relevância visto sua importância global e a necessidade que a formação escolar possibilite ao cidadão a compreensão do impacto das suas ações e das ações dos outros para com o meio ambiente ou mesmo na defesa consciente de seu habitat. O contato com fauna, flora, ligadas a outras características regionais como herança cultural de povos originários tem um papel fundamental na formação dos indivíduos amazônicos, como abordado por Franzolin, Garcia e Bizzo (2020). Os autores também demonstram como a forma em que a biodiversidade é apresentada por meio de animais e plantas não nativas criam um distanciamento da população com o conhecimento científico, considerando esse fator crítico na formação educacional e científica na Amazônia com sérios impactos para a conservação.

A vivência do homem amazônico é especial nas mais diversas formas, o contanto próximo com o rio, a floresta, os animais, com fenômenos como a reciclagem da água a exemplo dos rios voadores, o privilégio de desfrutar um ar puro e água doce em abundância

garante uma vida rica em qualidade. No entanto, esse bioma também apresenta muitos desafios, como as longas distâncias que por vezes o homem precisa enfrentar nos seus deslocamentos sem um sistema de transporte eficiente, o avanço das agressões ao meio ambiente afetando todas as formas de vida que dependem desse bioma em estado de equilíbrio. Esse recorte é necessário para mostrar que a enorme necessidade da atuação dos professores na construção dos conhecimentos desses sujeitos que estão inseridos nesse ambiente. Somente assim ele pode compreender o tamanho do seu valor, despertando dessa forma o sentimento de pertencimento. Esse crescimento individual resultará na transformação da postura do sujeito, que possivelmente passará a agir como um guardião desse bem imensurável. Tais ações cumprem o papel de combater eficientemente a degradação nesses ambientes aos quais têm sido sistematicamente e criticamente aumentada nos últimos anos. Sem a educação transformadora e libertadora na estrutura freiriana (FREIRE, 1996), inevitavelmente nos voltamos para uma educação colonial que induz ao humano amazônico a ideia equivocada de que o desenvolvimento desenfreado é natural e que as agressões ao ambiente são naturais. A educação colonial e o mito do desenvolvimento são percebidos na educação em ciências com sérios impactos na formação humana formal e informal (DUTRA; CASTRO; MONTEIRO, 2019).

2.2. A EDUCAÇÃO COMO SOLUÇÃO POSSÍVEL PARA AS QUESTÕES AMBIENTAIS AMAZÔNICAS

Se por um lado a educação formal baseada nas ciências têm um forte fundo eurocentrado e colonial, por outro a redução da estrutura científica no ensino formal traz prejuízos evidentes (DUTRA; CASTRO; MONTEIRO, 2019). O conhecimento sobre as ciências auxilia no entendimento de problemas empíricos, fortalece a busca por possíveis soluções e estabelece o pensamento crítico. O pensamento crítico permite a capacidade de perceber conexões até então desconhecidas (TYSON, 2015), sendo assim, uma importante ferramenta para a luta contra a degradação amazônica, convivência equilibrada entre a sociedade humana e o ambiente e busca por soluções decisivas em questões envolvendo a sociobiodiversidade e a manutenção de seu equilíbrio.

A educação é sem dúvida a melhor solução para compatibilizar os interesses sociais e econômicos com a manutenção dos serviços ambientais amazônicos e bem estar social. Os interesses econômicos têm gerando na região Amazônica desmatamentos para a extração de madeira ilegal e abertura de pastos e lavouras. Essas ações podem resultar em

tipping points, pontos críticos em que as mudanças antrópicas causadas no ambiente não são possíveis de retorno ao ponto inicial, ou seja, o ambiente natural não consegue mais se regenerar e permanecerá alterado permanentemente (LOVEJOY; NOBRE, 2019). Na prática isso se traduz em danos a vida da flora, da fauna, dos rios e igarapés. Na sociedade se traduz em perda da segurança alimentar e qualidade de vida, no aumento da temperatura e na extinção da identidade sociocultural local. Todos esses elementos fazem da região Amazônica um ambiente sensível. Também se agrava pelo fato da região Amazônica ser de interesse global em diferentes aspectos. É interessante observar que os interesses econômicos raramente se traduzem em ganhos sociais para as populações amazônicas. Porém, esta percepção é insuficiente do ponto de vista dos habitantes. A capacidade das comunidades em se envolver nos desafios ambientais é certamente um motor importante na reversão da crise ambiental. Esta capacidade, porém, só pode ser alcançada por meio da educação bem estabelecida, esclarecida, consciente e direcionada para autonomia intelectual e social.

Percebemos uma convergência entre os problemas que se apresentam na interação sociedade-natureza e a necessidade em compreender o papel da escola como ambiente de transformação social. A educação deve ser pensada ferramenta para a construção de pontes entre os conhecimentos prévios como forma de compatibilizar e encontrar sincronia entre os conhecimentos tradicionais, o conhecimento científico e a educação ambiental.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A historiografia nos mostra que as impressões digitais do homem deixadas na paisagem aliadas às relações de poder que sempre estiveram presentes na construção cultural dos diferentes povos foram razão de ações de degradação ou de preservação. Nesse contexto de aumento populacional e exploração voraz, surge no palco dos debates políticos a necessidade de atenção das lideranças para o meio ambiente e sua exploração sustentável (PIOVESAN, 2015) especialmente após danos catastróficos já terem sido patrocinados por vários países. As mudanças antrópicas atualmente ganharam foco nos debates de diversos setores da sociedade nos âmbitos nacional e internacional.

O marco principal para suscitar essas discussões em âmbito global ocorreu em junho de 1972, em Estocolmo, capital da Suécia. O evento intitulado Conferência de Estocolmo ou

Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano (UNCED, 1972), organizado pela Organização das Nações Unidas (ONU) teve como principal objetivo discutir as questões ambientais com chefes de estado no âmbito global. A conferência de Estocolmo foi a porta de entrada para os debates sobre o meio ambiente em escala global. Este marco abriu uma sequência de debates, como a ECO-92 (ou RIO-92) também conhecida como Conferência das Nações Unidas sobre o Ambiente e o Desenvolvimento, ou, ainda, Cúpula da Terra (UNCED, 1992), sediada na cidade do Rio de Janeiro, Brasil. Após esses dois eventos, houve uma continuidade nos debates, acordos e ações visando o uso racional e a preservação ambiental. No ano de 1995, em Berlim, Alemanha foi realizada a primeira Conferência das Partes na Convenção-Quadro das Nações Unidas sobre Mudanças do Clima (UNFCCC, 1995). Estes são alguns marcos dentre outros eventos e debates que seguiram seus passos, como por exemplo, as 26 COPs subsequentes. A Amazônia é sempre central e crítica nessas discussões. Acompanhando esses debates, é notório o papel que a educação escolar exerce e pode exercer ainda mais como protagonista na formação social em sintonia com o meio e respeitando a sociobiodiversidade. O mesmo cenário evidencia o papel decisivo que a educação pode exercer como ferramenta de resistência e libertação, tanto fruto das relações sociais da óptica informal quanto pelos processos organizados e sistemáticos da óptica formal.

As adversidades e desafios que enfrentam a educação científica e ambiental no contexto amazônico brasileiro são notórios, conforme apresentados pela problemática percorrida neste trabalho. Nosso caminho nos desnuda a importância e a necessidade de se debruçar na compreensão dos processos históricos de construção educacional e socioambiental, visando entender o passado, trabalhar o presente com vistas a um futuro em que a educação seja prioridade e a sustentabilidade não seja apenas uma palavra bonita utilizada em eventos internacionais que visam obter lucros. É preciso que se torne política de Estado e que a população possa se apropriar dos processos educacionais de forma ativa. A educação precisa conquistar os espaços sociais, de educação formal, informal institucionalizada e não institucionalizada, de forma libertadora, livre da colonialidade e em consonância com o equilíbrio com o meio ambiente, saúde e qualidade de vida.

4. REFERÊNCIAS

- BORGES, L. F. P. Educação, escola e humanização em Marx, Engels e Lukács. **Revista Educação em Questão**, v. 55, n. 45, p. 101-126, 2017.
- BRASIL. **Lei nº 9.394**. Estabelece as diretrizes e bases da educação nacional. Brasília, 20 de dezembro de 1996.
- DARWIN, C. **The descent of man: Selection in relation to sex**. New York: D. Appleton and Company, 1889.
- DIAS, É.; PINTO, F. C. F. Educação e sociedade. **Ensaio: Avaliação e Políticas Públicas em Educação**, v. 27, n. 104, p. 449-454, 2019.
- DUTRA, D. S. A.; CASTRO, D. F. A.; MONTEIRO, B. A. P., **Educação em ciências e decolonialidade: em busca de caminhos outros**. In: MONTEIRO, B. A. P. et al. Decolonialidades na educação em ciências. 1ª edição. São Paulo: Editora Livraria da Física, 2019. P. 1-17.
- FILHO, J. R. F. M. Intencionalidade, Sentido e Autotranscendência: Viktor Frankl e a Fenomenologia. **Ekstasis: revista de hermenêutica e fenomenologia**, v. 8, n. 1, 2019.
- FRANZOLIN, F.; GARCIA, P. S.; BIZZO, N. Amazon conservation and students' interests for biodiversity: The need to boost science education in Brazil. **Science Advances**, v. 6, n. 35, p. eabb0110, 2020.
- FREIRE, P. **Pedagogia da autonomia: saberes necessários à prática educativa**. 25.ed. São Paulo: Paz e Terra, 1996.
- HARARI, Y. N. **Homo Deus: uma breve história do amanhã**. Tradução Paulo Geiger. 1ª ed. - São Paulo: Companhia das Letras, 2016.
- HARARI, Y. N. **Sapiens: Uma breve história da humanidade**. Tradução Janaína Marcoantonio. 44ª ed. Porto Alegre: L&PM, 2019.
- LATOURETTE, B. **Diante de Gaia: oito conferências sobre a natureza no Antropoceno**. Tradução Maryalua Meyer. São Paulo / Rio de Janeiro: Ubu Editora / Ateliê de Humanidades Editorial, 2020. 480 pp.
- LIBÂNEO, J. C. **Organização e gestão da escola: teoria e prática**. 6ª ed. rev. e ampl. São Paulo: Heccus Editora. 2017.
- LOVEJOY, T. E.; NOBRE, C. Amazon tipping point: Last chance for action. **Science Advances**, v. 5, n. 12, 2019.
- LUCKESI, C. C. **Avaliação da aprendizagem escolar: estudos e proposições**. 22.ed. São Paulo: Cortez, 2011.
- MARANDINO, M. Faz sentido ainda propor a separação entre os termos educação formal não formal e informal? **Ciência & Educação (Bauru)**, v. 23, n. 4, p. 811-816, 2017.
- MAUÉS, O. C. Reformas internacionais da educação e formação de professores. **Cadernos de Pesquisa**, n. 118, p. 89-117, 2003.

- MORETTI, V. D.; ASBAHR, F. da S. F.; RIGON, A. J. O humano no homem: os pressupostos teórico-metodológicos da teoria histórico-cultural. **Psicologia & Sociedade**, v. 23, n. 3, p. 477-485, 2011.
- MORIN, E. **Ciência com consciência**. Tradução Maria D. Alexandre e Maria Alice de Sampaio Doria. 16ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2014. 350p.
- MÜLLER, M. C. A possibilidade de novos começos. **Revista Philósophos**, v. 23, n. 1, p. 347-376, 2018.
- NEVES, W. A. E no princípio...era o macaco! **Estudos Avançados**, v. 20, n. 58, p. 249-285. 2006.
- PERONI, V. M. V. Múltiplas formas de materialização do privado na educação básica pública no Brasil: sujeitos e conteúdo da proposta. **Currículo Sem Fronteiras**, v. 18, n. 1, p. 212-238, 2018.
- PIOVESAN, F. **Direitos Humanos e o Direito Constitucional Internacional**. 15 ed. São Paulo: Saraiva, 2015.
- SAVIANI, Demerval. História da história da educação no Brasil: um balanço prévio e necessário. **EccoS - Revista Científica**, v. 10, n. especial, p. 147-167, 2008.
- SILVA, W. R. Educação científica como abordagem pedagógica e investigativa de resistência. **Trabalhos em Linguística Aplicada**, v. 59, n. 3, p. 2278-2308, 2021.
- STEFFEN, W.; ROCKSTRÖM, J.; RICHARDSON, K.; LENTON, T. M. ; FOLKE, C.; LIVERMAN, D.; et al. Trajectories of the Earth System in the Anthropocene. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 115, n. 33, p. 8252-8259, 2018.
- TYSON, L. **Critical theory today: A user-friendly guide**. New York: Routledge, 2015.
- UNFCCC. 1995. United Nations Framework Convention on Climate Change. **Conference of the Parties**, 28 march – 7 April 1995, Berlin. Disponível em: <<https://unfccc.int/cop4/resource/docs/cop1/01.pdf>>. Acesso em 09/06/2021.
- UNCED. **United Nations Conference on Environment and Development**, Rio de Janeiro, Brazil, 3-14 June 1992. Disponível em: <<https://www.un.org/en/conferences/environment/rio1992>>. Acesso em 09/06/2021. Acesso em 09/06/2021.
- UNCED. **United Nations Conference on the Environment**, 5-16 June 1972, Stockholm . Disponível em: <<https://www.un.org/en/conferences/environment/stockholm1972>>. Acesso em: 09/06/2021.
- WATERS, C. N.; ZALASIEWICZ, J.; SUMMERHAYES, C.; BARNOSKY, A. D.; POIRIER, C.; GAŁUSZKA, A. et al. The Anthropocene is functionally and stratigraphically distinct from the Holocene. **SCIENCE**, v. 351, n. 6269, p. aad2622, 2016.
- WENDT, C. E.; RAJOBAC, R. O iluminismo kantiano: do obscurantismo medieval à revolução copernicana. **Revista Poros**, v.3, n. 6, p. 31-45, 2011.
- ZINGG, R. M. Feral Man and Extreme Cases of Isolation. **The American Journal of Psychology**, v. 53, n. 4, p. 487-517, 1940.

PESCA ARTESANAL NA AMAZÔNIA OCIDENTAL: VILA LAGOINHA – CRUZEIRO DO SUL, ACRE, BRASIL

Paulo Monte de Souza¹, Eliane de Oliveira² e Efrem Ferreira³

1. Universidade Federal do Acre (UFAC), Curso de Engenharia Agrônômica, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.
3. Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Manaus, Amazonas, Brasil.

RESUMO

A pesca na Amazônia gera renda e contribui para a segurança alimentar, este trabalho objetivou caracterizar a pesca artesanal na Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul, Acre; identificar as espécies de pescado capturadas; as principais épocas; os apetrechos e estratégias de pesca utilizados; as quantidades exploradas e sua importância na economia familiar dos pescadores. São exploradas 28 espécies, das quais doze tem hábito de vida sedentário, onze hábito de migração de médias distâncias e cinco de migração de longas distâncias. As épocas de maior exploração do pescado coincidem com o defeso, de novembro a março, período de enchente. Anualmente são exploradas em média 10 t de pescado. Esta pesca artesanal contribui para a economia familiar e segurança alimentar, porém implica localmente em elevada pressão antrópica, salientando a importância de melhor quantificação da mesma para a gestão sustentável do recurso, principalmente em áreas de maior densidade populacional.

Palavras-chave: Pressão antrópica, Segurança alimentar e Pesca artesanal.

ABSTRACT

The present study aimed to characterize small-scale fishing held in the Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul, Acre, identify the fish species, the main seasons, their gear and fishing strategies used, the quantities exploited, and its importance in the fishermen household economy. 28 species exploited by fishermen were identified, of which twelve have sedentary habit of life, eleven short distance migration habits and five have migrations over long distances habit. The period of higher exploitation coincide with the prohibited season from November to March, rising period, and an average of 10 t of fish are annually exploited. This fishing activity contributes to the family economy and food security, even though practiced by hand, implies locally in high anthropogenic pressure on the resource and raises the importance of better quantification of the activity for the sustainable management of the resource, specially in areas of higher population density.

Keywords: Anthropic pressure, Food safety and Small-scale fishing.

1. INTRODUÇÃO

A produção nacional de pescado em 2019 foi de 1.309.883 t (FAO, 2021), das quais, em 2011, 249.600,2 t foram originárias da pesca extrativista continental, com 137.144,5 t produzidas na região Norte (MPA, 2011).

A pesca na Amazônia gera renda e lazer e, os peixes, representam a principal fonte de proteína animal (HARAYASHIKI; FURLAN; VIEIRA, 2011) e alimentos para as populações tradicionais. O consumo per capita das populações ribeirinhas é estimado em até 500 e 600 g/dia (GANDRA, 2010) ou mais, representando uma das maiores taxas de consumo do mundo (BATISTA; ISSAC; VIANA, 2004).

A pesca desenvolvida na Amazônia pode ser classificada como: a) pesca predominantemente de subsistência; b) pesca comercial multiespecífica, destinada ao abastecimento dos centros urbanos regionais; c) pesca comercial monoespecífica, voltada para a exportação; d) pesca em reservatórios, lagos e barragens; e) pesca esportiva; e, f) pesca de espécies ornamentais destinadas à exportação (BATISTA; ISSAC; VIANA, 2004; FREITAS e RIVAS, 2006).

No Estado do Acre a produção do pescado extrativista foi de 2.002,8 t em 2011 (MPA, 2013), sendo considerada artesanal pela classificação adotada pelo IBAMA que contempla apenas a pesca industrial e a artesanal (ACRE, 2012). Entretanto o total encontra-se subestimado, pois não inclui pequenos embarcadores em comunidades ribeirinhas (ACRE, 2012).

A produção de subsistência raramente é quantificada ou qualificada, o que é necessário para fornecer subsídios à gestão adequada dos recursos pesqueiros e à exploração de forma sustentável, proporcionando meios de se estabelecer tendências e regras para o ordenamento pesqueiro (GONÇALVES e BATISTA, 2008).

O rio Juruá corta o estado do Acre no sentido Sul – Norte e o município de Cruzeiro do Sul, segundo maior centro urbano do Acre, com 80 mil habitantes, constitui o principal centro regional (ACRE, 2010). O rio Lagoinha afluente de menor extensão do rio Juruá, sofre pressão de pesca por apresentar parte de sua microbacia no Projeto de Desenvolvimento Sustentável Jamil Jereissati, cuja sede é a Vila Lagoinha, área rural de Cruzeiro do Sul.

A Vila Lagoinha foi ocupada inicialmente por populações tradicionais, posteriormente, cortada pela BR 364 é o principal centro comunitário de projeto de assentamento do INCRA, com a intensificação da urbanização. Porém sua população ainda guarda hábitos tradicionais

como o extrativismo vegetal e/ou animal como a pesca e moradias de madeira (91,99%) (SMS, 2013).

O presente estudo teve como objetivo caracterizar a pesca extrativista realizada na Vila Lagoinha, identificar as principais espécies e quantidades capturadas, épocas, apetrechos e estratégias de pesca, e a importância do uso do recurso na economia familiar dos pescadores.

2. MÉTODOS

2.1. REGIÃO DE ESTUDO

A Bacia do Rio Juruá no estado do Acre, coincide com os limites da Regional do Juruá e do Território da Cidadania do Vale do Juruá (ACRE, 2012), integrado pelos seguintes municípios: Cruzeiro do Sul, Rodrigues Alves, Mâncio Lima, Marechal Thaumaturgo e Porto Walter (IBGE, 2017, MDA, 2011).

A área total do Território é de 32.039,95 Km² ou 19,5% da área estadual, com população estimada em 128.368 habitantes (18,57% da população do Acre), e 44% da população residindo na zona rural (MDA, 2011).

O clima apresenta uma estação chuvosa, de novembro a abril, e outra seca, de maio a outubro e umidade relativa de 80 a 90%. A precipitação anual média varia de 1.600 a 2.750 mm, sendo agosto o mês de menor pluviosidade (49,97 mm) e março o de maior pluviosidade (295,9 mm) (MDA, 2007).

Na área da microbacia do rio Lagoinha situa-se o Projeto de Assentamento de Desenvolvimento Sustentável Jamil Jereissati, com área territorial de 426,56 Km², 520 famílias assentadas, e o distrito de Cruzeiro do Sul, a comunidade Vila Lagoinha (INCRA, 2012).

A Vila Lagoinha localiza-se no quilômetro 64 da BR 364 (coordenadas 07°44'21,2"S e 72°44'05,6"O), com população estimada em 2.687 habitantes é o principal centro do assentamento Jamil Jereissati (SMS, 2013).

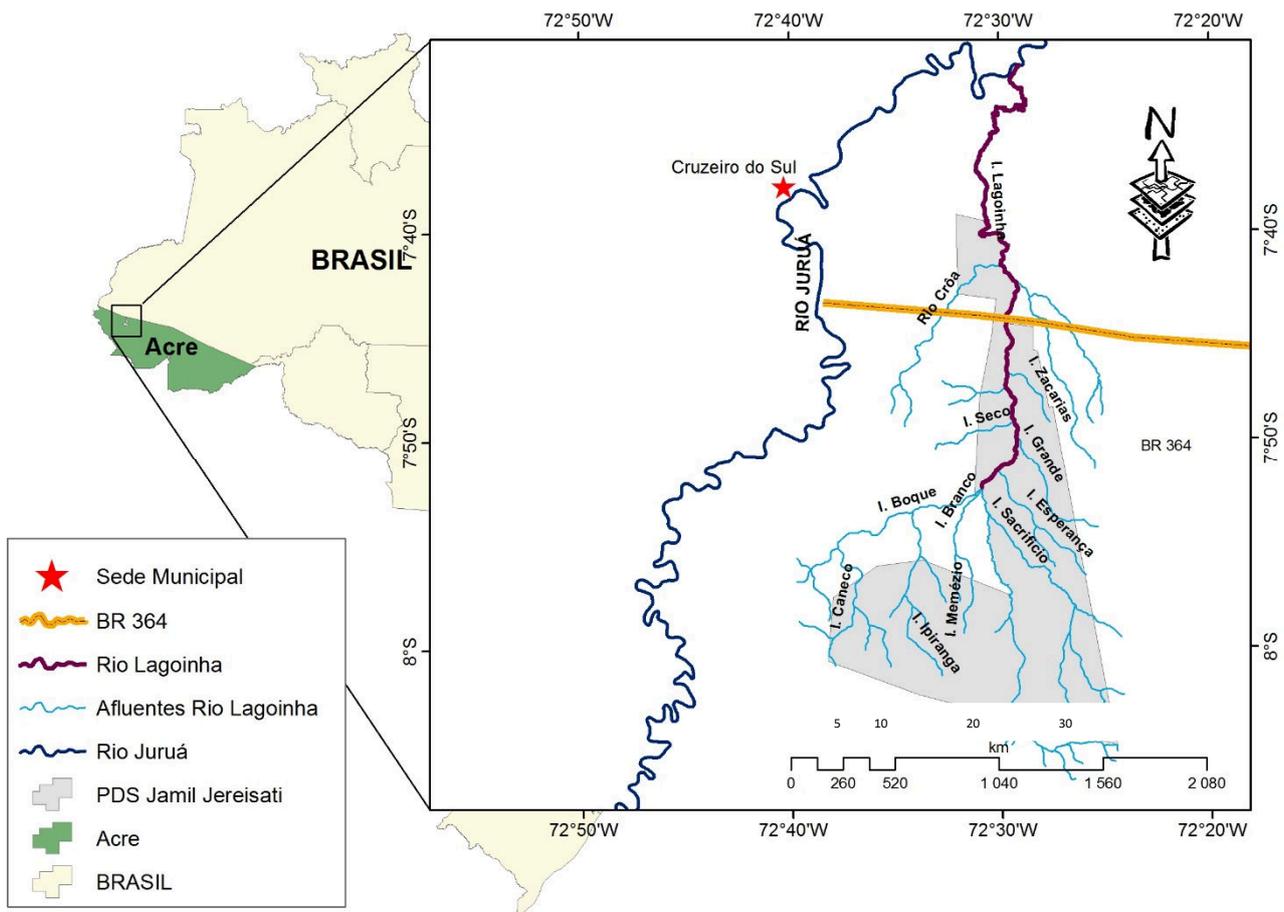


Figura 1. Localização e mapa geográfico da região estudada.

2.2. LEVANTAMENTO DE DADOS

O levantamento de dados da atividade pesqueira na Vila Lagoinha foi realizado através de entrevistas e visitas in loco durante os meses de Outubro e Novembro de 2013, contando com a participação de 29 pescadores.

2.3. IDENTIFICAÇÃO DAS ESPÉCIES DE PESCADO

A identificação científica foi realizada através de fotos de exemplares das espécies observadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. ESPÉCIES DE PESCADO EXTRAÍDOS DO RIO LAGOINHA

Os pescadores da Vila Lagoinha citaram 28 espécies de pescado cujos nomes populares são: arari, bodó, cachorrão, cangati, cará, carauaçu, cascuda, curimatã, gororoba ou barba chata, jaraqui, jeju, jundiá, mafurá, mandi, mata-piri, matrinxã, mocinha, olaia, pacu, piau, pintadinha, piranha caju, pirapitinga, sardinha, surubim, tambaqui, traíra e tucunaré (Tabela 1).

Além das espécies citadas pelos pescadores, foram observadas no mercado local as seguintes espécies: braço de moça (*Hemisorubim platyrhynchos*), cachorra ou gata (*Hydrolycus scomberoides*), frechera (*Anodus elongatus*), gatinha (*Cynopotamus* cf. *amazonus*), mandi preto (*Goeldiella eques*), pescada (*Plagioscion squamosissimus*), piau lavrado (*Schizodon fasciatus*), piau preto (*Rhytiodus microlepis*), piranha ou piranha caju (*Pygocentrus nattereri*).

Tabela 1. Nome popular, científico, categoria taxonômica das espécies de pescado exploradas e percentual dos entrevistados que citaram o recurso. Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul, Acre.

Nome Popular	Nome Científico	Categoria Taxonômica (Santos e Santos, 2005)	Entre-vistados (%)
Arari	<i>Chalceus</i> cf. <i>erythrurus</i>	Perciformes	39
Bodó	<i>Hypostomus</i> cf. <i>hoplonites</i>	Perciformes	36
Cachorrão	<i>Rhaphiodon vulpinus</i>	Perciformes	53
Cangati	<i>Parauchenipterus galeatus</i>	Perciformes	54
Cara	<i>Satanoperca</i> cf. <i>jurupari</i>	Perciformes	100
Carauaçu	<i>Astronotus</i> spp.	Perciformes	71
Cascuda	<i>Psectrogaster rutiloides</i>	Perciformes	36
Curimatã	<i>Prochilodus nigricans</i>	Chariformes	86
Gororoba ou Barbachata	<i>Pinirampus pirinampu</i>	Siluriformes	21
Jaraqui	<i>Semaprochilodus</i> spp.	Characiformes	89
Jeju	Ni	Perciformes	21
Jundiá	<i>Rhamdia quelem</i> , <i>Leiarus marmoratus</i>	Siluriforme	71
Mafurá	<i>Myloplus asterias</i>	Perciformes	100
Mandi	<i>Pimelodus</i> cf. <i>blochii</i>	Siluriformes	100
Mata-piri	Ni	Characiformes	71
Matrinxã	<i>Brycon amazonicus</i>	Characiformes	39

Mocinha	<i>Potamorhina altamazonica</i>	Characiforme	78
Olaia	<i>Crenicichla cincta</i>	Perciformes	100
Pacu	<i>Mylossoma duriventre</i>	Characiforme	93
Piau	<i>Leporinus friderici</i>	Characiformes	100
Pintadinha	<i>Calophysus macropterus</i>	Siluriformes	70
Piranha Caju	<i>Serrasalmus rhombeus</i>	Characiformes	71
Pirapitinga	<i>Piaractus brachypomus</i>	Characiformes	7
Sardinha	<i>Tripottheus spp</i>	Characiformes	89
Surubim	<i>Pseudoplatystoma punctifer</i>		64
Tambaqui	<i>Colossoma macropomu</i>	Characiformes	11
Traíra	<i>Hoplias malabaricus</i>	Perciformes	100
Tucunaré	<i>Cichla spp</i>	Perciformes	43

ni – Espécie não identificada.

A elevada diversidade é reflexo da riqueza de espécies existentes na Amazônia, região considerada com a maior diversidade de espécies de peixes de água doce do planeta, onde estima-se um total de cerca de 5 mil espécies (SANTOS; SANTOS, 2005; LIMA, 2007). E, provavelmente, das muitas conexões entre lagos, igarapés, paranás e igapós da microbacia, com o rio Juruá (SOUZA, 2010).

Freitas e Rivas (2006), relacionam a diversidade de espécies capturadas na Amazônia com os ciclos migratórios cujas espécies são classificadas em sedentários, migradores de curta distância e migradores de longa distância (SANTOS; SANTOS, 2005).

Migradores de longa distância são as espécies que realizam deslocamentos através do canal principal do rio. Migradores de curta distância são espécies que realizam pequenos deslocamentos, geralmente entre os lagos e os rios, ou no próprio rio. Peixes sedentários possuem hábito de vida em lagos, com pequenos deslocamentos dentro do lago ou entre o lago e o rio.

Das 28 espécies pescadas na Vila Lagoinha, 12 apresentam hábitos sedentários (tucunaré, mafurá, cara, bodó, cascuda, arari, carauaçu, traíra, olaia, cachorrão, jeju, cangatí), dez hábitos de deslocamento em curtas distâncias (piauí, pacu, curimatã, mocinha, sardinha, piranha caju, gororoba ou barbachata, jaraqui, pirapitinga e o mata-piri) e seis comportamento migratório de longas distâncias (surubim, mandi, jundiá, pintadinha, matrinxã e tambaqui).

A maior pressão antrópica sobre o recurso pesqueiro é exercida sobre espécies que apresentam seu habitat, predominantemente, na própria microbacia. Há indícios, de acordo com o ciclo migratório, de que os limites da microbacia coincidem com a área de renovação

do recurso explorado para 22 espécies, sendo que a bacia do rio Juruá atua como uma área secundária para estas espécies, embora seja fundamental para a gestão sustentável da pesca do surubim, mandi, jundiá, pintadinha, matrinxã e tambaqui.

As espécies de maior preferência de captura pelos pescadores, durante o período das enchentes (novembro a março), são piau, pacu, jaraqui e sardinha, pertencentes à ordem Characiformes e mandi da ordem Siluriformes (CARDOSO; FREITAS, 2008; GOLÇALVES; BATISTA, 2008; DORIA et al., 2012), todas apresentando hábito migratório.

As outras espécies mais demandadas, pescadas principalmente no verão amazônico são: mafurá, cará, traíra, jundiá e a olaia, que com exceção do jundiá, são sedentárias. Pode-se concluir que a oferta de espécies de peixe é influenciada pela época de migração que condiciona as oportunidades de pesca, além da preferência dos pescadores.

As espécies do piau e do mandi são as mais valorizadas para consumo e pelo mercado local. Burda e Schiavetti (2008) consideram que o foco de exploração baseado em número reduzido de espécies, gerado por características econômicas de mercado, pode ocasionar graves efeitos negativos sobre a ictiofauna, comprometendo a sustentabilidade do recurso.

3.2. ESTRATÉGIAS E MÉTODOS DE PESCA

A pesca artesanal praticada por habitantes que vivem na zona rural, geralmente é realizada em pequenas embarcações ou canoas, com pequenas caixas de isopor e em locais próximos a comunidade. Na Vila Lagoinha as embarcações mais utilizadas são de propulsão a remo sendo, as motorizadas, usadas principalmente para o deslocamento da família entre as comunidades ou para a pescarias em locais mais afastados.

Os apetrechos empregados variaram conforme a espécie a ser capturada, (Tabela 2). Como mencionado por Thé (1999), estratégias de pesca foram desenvolvidas considerando a variação dos ciclos hidrológicos e da ecologia dos recursos pescados. Lima (2010), avaliando a pesca em duas comunidades, no Médio Rio Madeira, verificou o uso de dez apetrechos entre os pescadores ribeirinhos, similares aos encontrados na comunidade da Vila Lagoinha.

Para alguns pescados como o piau, no período da cheia é utilizada a rede de pesca e, no período seco, é mais utilizada a tarrafa ou o caniço (vara de pesca). O tipo do apetrecho varia conforme o perfil socioeconômico da população, o grau de instrução escolar dos pescadores, sexo, idade, profissão e espécie desejada (HARAYASHIKI et al., 2011), além da época de pesca.

Tabela 2. Apetrechos e métodos de pesca utilizados na Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul, Acre.

Método	Espécie	Descrição
Espielzinho (Manjuba)	Mafurá, Pacu, Cangati, Piranha, Piau, Barbachata, Pintadinha, Sardinha, surubim, Matrinchã, cangati etc.	Linha principal na horizontal e duas linhas amarrada a esta na vertical com um anzol na extremidade.
Espiel grande (Piúba, Estica)	Surubim, Gororoba (barbachata), Jundiá, Traíra, Pintadinha, Bocão.	Linha principal na horizontal e 8 a 10 linhas amarrada a esta na vertical com um anzol de maior tamanho na extremidade. Usado na pesca noturna.
Ponta de linha	Surubim, gororoba (barbachata), jundiá, traíra, pintadinha, bocão.	Linha de 0,100 mm de diâmetro com um comprimento de 1,5 m, numa das pontas é encastado um anzol e uma chumbada. Utilizada somente na pesca noturna
Rede de pesca (malhadeira)	Sardinha, Jaraqui, Curimatã, Matrinchã, Pacu, Piau, Mafura, Cascuda, Cara, Mandi, Cascuda, Caruaçu, Olaia, Barbachata, Traíra, arari etc.	Rede de malha 25 (de uso proibido pelo Ibama) 30 e 35 e 60 são mais comuns.
Linhazinha	Mandi	Linha geralmente de 0,60 mm de diâmetro com 10 m de comprimento e anzol. Usado somente na pesca diurna.
Linha grande	Surubim	Linha de 0,100 mm de diâmetro com um comprimento de 10 m, numa das pontas é encastado um anzol e uma chumbada. Usado na pesca diurna.
Tarrafa	Piau, Cara, Curimatã, matrinxã, mata-piri, jundiá, Olaia, pacu, sardinha, pintadinha, cascuda etc.	Empregada no período do verão. A malha mais comum é de 25 a 30
Vara de pesca (Caniço)	Piau, cara, mata-piri, olaia, caruaçu, traíra, mandim, Jeju, tucunaré, pacu, mafura, tucunaré traíra, cachorão, mata-piri	Vara fina com uma linha de 0, 25 a 0, 40 de diâmetro e um anzol com chumbada encastada na ponta da linha.
Corrico	Tucunaré	Pode ser adquirido nos comércios onde se vendem materiais de pesca.
Fachear (zagaia)	Traíra, Cara, Olaia, Caruaçu, Piau, Curimatã, Jaraqui, Tucunaré,	Durante a noite o pescador com uma lanterna ou um facho caminha na beira do rio com um facão ou zagaia matando os peixes que estão dormindo.
Batição	Piau Tucunaré, Matrinchã, pacu, Mandi, Olaia, Traíra, Cara etc.	Praticada durante o verão. O pescador colocam as redes de pesca transversalmente ao leito do rio, distante uma da outra entre 30 a 40 metros, geralmente em locais de profundidade média, limpam o leito do rio retirando os galhos das arvores, afugentando as espécies do local que ficam presos as redes de pesca. Usa-se também a tarrafa para pescar espécies que não fogem do local.
Bola	Piau, Cara, mandi, pacu etc.	Folhas de uma planta chamada de "Oaca braba", é macerada até ficar como uma massa grossa, faz-se então pequenas bolinhas. Após usa-se a massa de buriti ou de lagarta de coqueiro para encobertar as bolinhas de oaca na pesca.

Na microbacia do rio Lagoinha a estratégia de pesca chamada localmente de “batição”, embora proibida pela legislação vigente, tem apresentado seu uso intensificado devido a maior escassez de pescado, despertando preocupação na comunidade devido a sua ação predatória e destruição dos habitats dos peixes. Nesta estratégia os pescadores colocam redes de pesca transversalmente ao leito do rio, distante uma da outra de 30 a 40 metros, em locais de profundidade média e, depois batem no rio com galhos retirados das árvores, afugentando as espécies que ficam presas às redes de pesca. Além do uso da tarrafa para pescar espécies que não fogem do local.

É frequente a coleta de frutos de plantas que crescem nas áreas de várzea do rio, para utilização na atividade pesqueira, como o fruto da cipaúbeira, do maracujazeiro doce, do gordião, do buritizeiro, e da seringueira encontrada em terra firme. Essas plantas têm seu período de frutificação durante os meses de janeiro a junho, época na qual a atividade de pesca é amplamente praticada (período das enchentes e das migrações). Os pescadores fazem ainda o uso de insetos como o grilo e baratas da mata.

É importante salientar que a diminuição das espécies/quantidade de peixes impulsiona a criação de novas estratégias que, na maioria das vezes, representam maior potencial predatório e pressão sobre o recurso pescado.

Por fim, não se pode desprezar o contexto social no qual a pesca se constitui em opção de lazer em local extremamente limitado quanto a opções de diversão, e em uma expressão cultural, pois agrega hábitos, estratégias, instrumentos e conhecimentos de diferentes categorias.

3.3. ESPÉCIES DE PESCADO E CICLO HIDROLÓGICO

A captura do pescado varia conforme o ritmo sazonal de água no rio. Nas enchentes a formação de áreas de inundação promove grande mobilidade de espécies em curto período de tempo, nas áreas de várzeas há dispersão em busca de alimento (MELO; LIMA, 2007; DINIZ et al., 2006).

A mudança na altura do nível dos rios amazônicos, que pode variar de 10-15 metros ou mais, é vital para a sobrevivência dos peixes, no balanço nutricional, na cadeia alimentar e no ciclo de energia (JUNK et al., 1989 apud MACIEL, 2010). Nas lagoas marginais, a elevada quantidade de abrigo e alimento, forma verdadeiros berçários naturais, suprindo as necessidades biológicas, ontogenéticas e ecológicas das espécies (CUNICO, 2002).

As espécies migratórias, no período da reprodução, se deslocam para o leito principal do rio, quando então se completa a maturação gonadal, já as espécies sedentárias concluem seu período reprodutivo dentro das áreas alagadas (várzeas) (VAZZOLER; AMADIO; CARACIOLO-MALTA, 1989; SANTOS; FERREIRA, 1999).

Na microbacia do rio Lagoinha, durante os meses de novembro e dezembro, o período de chuvas coincide com a migração das espécies para desova no rio Juruá e o ápice da pesca, tanto em relação ao número de pescadores quanto em diversidade de espécies exploradas. As espécies que migram na cheia do rio Lagoinha para o rio Juruá (nov. a dez., na desova) são: piau, pacu, curimatã, jaraqui, matrinxã, sardinha, mocinha, cascuda e mata-piri.

Segundo os pescadores, nos períodos de migração, para efetivação da desova, é necessário além do rio Lagoinha estar sob intensa inundação que o rio Juruá esteja com o nível de água elevado, caso contrário as espécies retornam. Quando as condições são favoráveis, a reprodução ocorre no rio Juruá, no máximo em trinta dias, então a partir da primeira enchente conjunta dos rios Juruá e Lagoinha, as espécies retornam ao rio Lagoinha. É nesta dinâmica migratória das espécies que está fundada há gerações parte da atividade de pesca entre os pescadores da Vila Lagoinha.

Ainda, segundo os entrevistados, algumas espécies que retornaram ao rio Lagoinha depois da reprodução no rio Juruá, entre abril e maio (vazante), retornam ao rio Juruá. As espécies de migração na vazante do rio Lagoinha, para o rio Juruá são: jaraqui, matrinxã, pacu, piau, surubim, gororoba, mandi, curimatã.

As espécies que migram no período da seca, não o fazem por razões reprodutivas, provavelmente o fazem para escapar dos lagos que estão secando ou em busca de alimento. As espécies que descem para o rio Juruá na época de vazante do rio Lagoinha (abril/maio), possibilitam a formação da piracema no rio Juruá no período do verão, pois essa dinâmica migratória é comum a todos os demais paranás da região.

3.4. SAZONALIDADE DA PESCA NO RIO LAGOINHA

Os meses com maior dinâmica da pesca são: dezembro, maio, março, novembro, fevereiro, janeiro e junho (Figura 2). Este período coincide com o de migração para reprodução (novembro e dezembro) e crescimento das espécies (janeiro, fevereiro, março e maio).

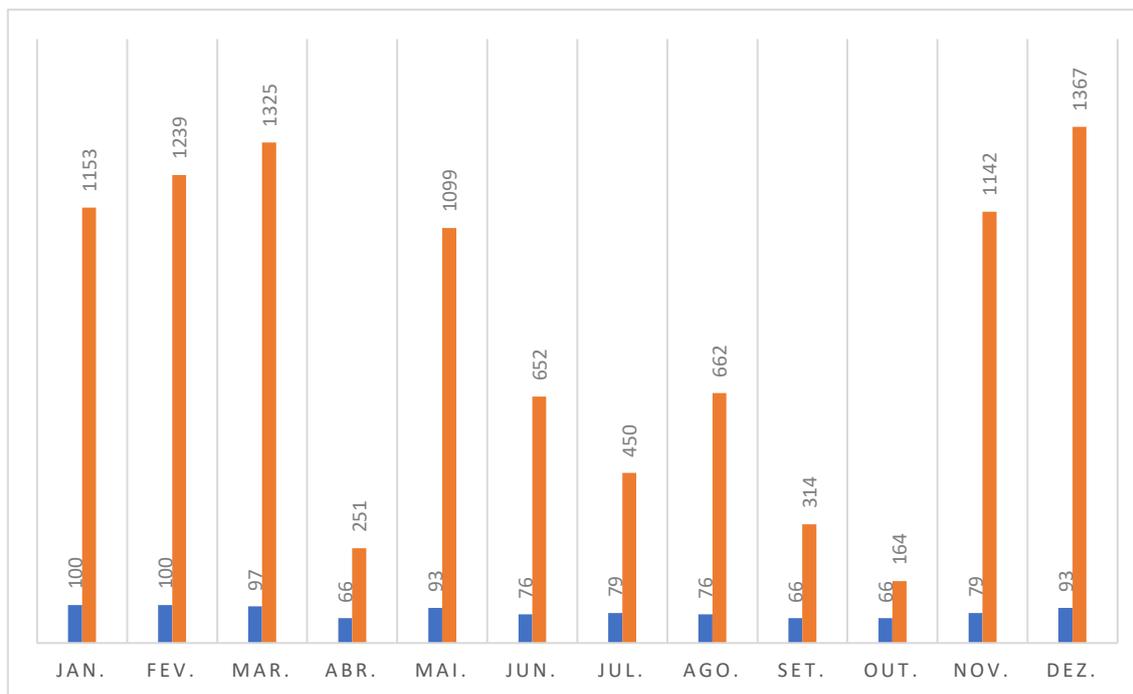


Figura 2. Percentual de pescadores entrevistados em atividade nos diferentes meses do ano e a quantidade total pescada na Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul – Acre, baseado em 29 pescadores entrevistados.

As espécies como piau, mandi, mafurá, surubim e o jaraqui apresentam maior pesca no período das cheias quando ocorrem em abundância no rio Lagoinha. As espécies como o cará, carauçu, tucunaré, traíra, jeju, com preferência por águas pouco profundas e sem correnteza, de ocorrência mais comum em lagos e igapós, são pescadas no verão. Dinâmica semelhante foi verificada por Isaac; Milstein e Ruffino (1996) em estudo realizado em Santarém, cujos resultados demonstraram que a atividade pesqueira é influenciada pelo ciclo de vida das espécies-alvo, condições climáticas, ciclo hidrológico e interesse econômico do mercado consumidor.

Entre 15 de novembro a 15 de março a Portaria IBAMA N° 48/2007 estabelece o período de defeso para o piau, pacu, curimatã, jaraqui, matrinxã, sardinha, mocinha e cascuda. Esta medida visa proteger os organismos aquáticos, evitando a pesca quando os peixes estão mais vulneráveis a captura (MPA, 2014). A atividade pesqueira desempenhada na Vila Lagoinha abarca todo o período de defeso das espécies, quando por lei sua captura é restringida (IBAMA, 2007). Com elevada pressão sobre os recursos, a pesca na região se estabelece em período de extrema vulnerabilidade das espécies, podendo causar forte impacto negativo na quantidade e variedade do pescado, ou com a quase extinção, na área

da Microbacia, de algumas espécies, como por exemplo, o tambaqui, a pirapitinga e o pirarucu que atualmente raramente são pescados no rio Lagoinha (Tabela 3).

Tabela 3. Calendário de pesca das espécies exploradas no Rio Lagoinha, de acordo com os pescadores entrevistados, Vila Lagoinha, Cruzeiro do Sul, Acre.

ESPÉCIE	Sazonalidade das Espécies											
	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
Arari	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP
Bodó	NF	NF	NF	EP	EP	EP	EP	EP	EP	ES	ES	ES
Cachorrão	EP	EP	EP	ES								
Cangatí	EP	EP	EP	EP	NF	ES						
Cara	ES	ES	ES	ES	EP	EP	EP	EP	EP	EP	ES	ES
Caruaçu	NF	NF	NF	NF	EP	EP	EP	EP	EP	NF	NF	NF
Cascuda	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP
Curimatã	EP	EP	EP	ES	EP	EP						
Gororoba	EP	EP	EP	EP	EP	ES	ES	ES	ES	ES	EP	EP
Jaraqui	NF	NF	NF	ES	EP	EP						
Jeju	NF	NF	NF	NF	EP	EP	EP	EP	EP	EP	NF	NF
Jundiá	EP	EP	EP	EP	EP	ES						
Mafurá	EP	EP	EP	EP	NF	NF	NF	NF	NF	NF	ES	ES
Mandi	EP	EP	EP	EP	ES	ES	ES	ES	ES	ES	EP	EP
Mata-piri	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP
Matrinxã	EP	EP	EP	ES	EP	EP						
Mocinha	EP	EP	EP	NF	NF	ES	ES	ES	ES	NF	EP	EP
Olaia	NF	NF	NF	ES	EP	EP	EP	EP	EP	EP	ES	ES
Pacu	EP	EP	EP	ES	EP	EP						
Piau	EP	EP	EP	ES	EP	EP						
Piranha Caju	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP	EP
Pirapitinga	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE
Pirarucu	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE
Sardinha	NF	NF	NF	EP								
Surubim	NF	EP	EP	EP	NF	NF	NF	NF	ES	ES	NF	NF
Tambaqui	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE	EE
Traíra	ES	ES	ES	ES	EP	EP	EP	EP	EP	EP	ES	ES
Tucunaré	NF	NF	NF	NF	NF	EP	EP	EP	EP	NF	NF	NF

Legenda: EP = Época principal de pesca da espécie; ES = Época secundária de pesca da espécie; NF = Época de pesca não favorável da espécie; EE = Espécie em escassez no rio devido a pesca intensiva.

Neste contexto, surge o seguro defeso como mecanismo de proteção das espécies e, para garantir ao pescador profissional, o direito de receber uma renda mensal durante os meses de defeso (MPA, 2014). Dos 29 entrevistados apenas um tinha a carteira de pesca, ou a possibilidade de acesso ao seguro defeso.

Paradoxalmente, apesar da importância das ações de conscientização/educação na manutenção e preservação das espécies de pescado e garantia da manutenção da diversidade genética, não foi observado na região estudada “órgãos públicos ou entidades sociais” desempenhando estas atividades, fator gerador de vulnerabilidade primeiramente social, já que os ribeirinhos dependem do pescado para compor sua base alimentar e, econômica para aqueles que comercializam parte do pescado além da ambiental no risco de extinção ou erosão genética da espécie.

A falta de informação, a ausência de assistência técnica e de ações governamentais específicas, ou da articulação de um “contrato” ou “acordo” de pesca, aliada ao baixo nível de escolaridade dos pescadores, são um dos principais fatores que dificultam a adoção de práticas sustentáveis.

É urgente a necessidade de ações visando a conscientização e gestão comunitária do recurso, como recomendado pela Lei 9.433, de 8 de janeiro de 1987, mesmo quando a pesca se caracterizar como artesanal ou de subsistência.

Na região do Juruá os pescadores associados às Colônias de pescadores, que praticam a pesca mais voltada para a comercialização, vem sendo conscientizados pelos órgãos ambientais da necessidade de realizar o período de defeso das espécies (MDA, 2011). Porém esta peculiaridade, aparentemente, não está evitando a sobreexploração do pescado na região estudada, o que suscita a reflexão de que mesmo a pesca para subsistência ou realizada em pequenas quantidades na Amazônia, quando em regiões de maior densidade populacional ou em igarapés menores, pode comprometer a resiliência do recurso.

3.5. QUANTIDADES DE PESCADO EXPLORADAS

Estima-se que são explorados anualmente cerca de 10 toneladas de pescado pelos pescadores entrevistados da Vila Lagoinha. Os meses do ano com maior importância na exploração de pescado são: dezembro, janeiro, fevereiro, março e novembro (Figura 2).

Levando em consideração estes números, e considerando a população da Vila Lagoinha (2.687) chegamos a uma média de 3,7kg por pessoa ano, o que daria pouco mais de 10 gramas por dia. Provavelmente os números observados estão muito subestimados, ou deve ter entrada de pescado de outra origem no local. Além de sobrar pouco peixe para comercialização.

Caso se considere o consumo médio per-capita da Vila Lagoinha semelhante ao da população rural da Regional do Juruá (56.500 habitantes), a quantidade explorada de

pescado será de cerca de 210 toneladas. Este total estimado para aproximadamente 20% da área estadual, não consta nas estatísticas oficiais e corresponde a pouco mais de 10% do total da pesca extrativista registrada para o estado do Acre (2.002,8 t em 2011) (MPA, 2013).

Para adequada gestão do pescado é necessário estimar a real pressão exercida pela população rural e, principalmente, divulgar as informações sobre o período de defeso, o tamanho mínimo das espécies exploradas. É bom lembrar que o Registro Geral da Pesca (RGP) destina-se ao pescador profissional artesanal que exerça a pesca com fins comerciais, o que, geralmente, exclui os pescadores de subsistência ou para autoconsumo.

3.6. IMPORTÂNCIA DO RECURSO NA ECONOMIA FAMILIAR

Cada pescador explora em média 346,9 kg de pescado por ano e desse total, considerando aqueles que exploram o recurso para consumo (83%) quanto os que comercializam parte da produção (17%), cada pescador/família consome em média 213,1 kg/ano de pescado.

Os pescadores comerciantes exercem outras atividades profissionais, os pescadores para autoconsumo, se identificaram como pescadores ou agricultores.

O total médio explotado por pescador de subsistência por ano (257,5 kg) garante o consumo diário de pescado de 160,34 g/pessoa componente da família (4,41 pessoas/família). Este total ultrapassa o recomendado pela Organização Mundial de Saúde (12 kg/ano), se constituindo provavelmente na principal fonte de proteína para essas famílias. Os peixes são um alimento de elevada qualidade nutricional, associados à redução dos riscos de doenças cardiovasculares (SARTORI e AMANCIO, 2012).

Em relação à região Norte e Nordeste o padrão de consumo deve ser mantido (SARTORI e AMANCIO, 2012). Principalmente para os ribeirinhos que tem na atividade pesqueira sua fonte primária de subsistência alimentar (DINIZ et al., 2006; LIMA; DORIA; FREITAS, 2012).

Estudo realizado por Lima; Doria e Freitas (2012) no Estado de Rondônia, observou a importância econômica da pesca na geração de renda monetária e complementando a renda da agricultura; na Vila Lagoinha, no estado do Acre, tem como maior finalidade o consumo familiar.

4. CONCLUSÃO

A pesca na região é artesanal e majoritariamente de subsistência, sendo influenciada diretamente pelo ciclo hidrológico do rio, que conforme variação natural do nível, durante os períodos de cheia e seca, condiciona diferentes épocas e métodos de pesca, além da abundância de determinadas espécies.

Na Vila Lagoinha é explorada uma grande diversidade de espécies da ictiofauna, com diferentes hábitos migratórios. Das espécies exploradas, as que apresentam maior valorização do mercado consumidor são as que recebem maior pressão de captura, este é o caso do piau (*Leporinus friderici*) e do mandi (*Pimelodus cf. blochii*).

Os maiores volumes de pescado explorados realizam-se na época da migração (Novembro a Dezembro) e nas fases de crescimento (Janeiro a Março), quando, por lei, a pesca é proibida devido ao período de defeso.

Os métodos de pesca encontrados são comuns às diversas regiões da Amazônia apresentando de particular a utilização de alguns recursos da flora e fauna local.

Aparentemente o impacto causado pela pesca tende à intensificação com o aumento da população residente, com o aumento do volume total explorado, o que pode levar a sobreexploração do recurso. Sem falar de outros tipos de pressão ambiental sobre o peixe, como a utilização da água para consumo humano e despejos de efluentes característicos de concentrações populacionais, que podem ter efeitos negativos sobre a ictiofauna.

Embora artesanal, da forma como vem sendo praticada, a pesca na microbacia do rio Lagoinha pode colocar em risco a capacidade de resiliência do recurso, localmente, comprometendo a sustentabilidade da atividade. Com o iminente risco de perda da diversidade genética, são necessárias ações e atividades educativas, juntos aos pescadores.

As políticas públicas atuais, ao desconsiderar a pesca de subsistência em regiões de maior densidade populacional, apresentam sérias limitações para a adequada gestão do recurso pesqueiro. A pesca de subsistência, importantíssima para a segurança alimentar na região Norte, deveria ser reconhecida e quantificada, para permitir a melhor gestão do recurso.

Sem mais demora, nos estados ou regiões mais densamente populosos da Amazônia, a pesca artesanal e de subsistência deve ser alvo da ação dos órgãos públicos incumbidos da promoção do uso sustentável e proteção do recurso pesqueiro, pois no modelo atual,

passado culturalmente entre as diversas gerações o que se percebeu é que, se não houver nenhuma intervenção, poderá haver comprometimento da atividade no futuro.

5. REFERÊNCIAS

ACRE. **Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000)**: Documento Síntese. 2. Ed. Rio Branco: SEMA, 2010. 356p.

ACRE. Secretaria de Estado de Meio Ambiente. **Plano estadual de recursos hídricos do Acre** – Rio Branco: SEMA, 243p, 2012.

BATISTA, V. S.; ISSAC, V. J.; VIANA, J. P. “**Exploração e manejo dos recursos pesqueiros da Amazônia**”. In RUFINO, M. L. (ed.). **A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia brasileira**. ProVárzea. Manaus, Ibama, 2004, pp. 63-152, 268 p.

BURDA, C. L.; SCHIAVETTI, A. Análise ecológica da pesca artesanal em quatro comunidades pesqueiras da Costa de Itacaré, Bahia, Brasil: subsídios para a gestão territorial. **Revista da Gestão Costeira Integrada**, v.8, n.2, p.149-168, 2008.

BRASIL. Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1987. Política Nacional de Recursos Hídricos. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm>. Acesso 20 de março de 2020.

CARDOSO, R. S.; FREITAS, C. E. C. A pesca de pequena escala no rio Madeira pelos desembarques ocorridos em Manicoré (Estado do Amazonas), Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n.4, p.781-788, 2008.

CUNICO, A, M; GRAÇA, W. J; VERÍSSIMO, S; BENI, L. M. Influência do nível hidrológico sobre a assembleia de peixes. **Acta Scientiarum**, v. 24, n. 2, p. 383-389, 2002.

DINIZ, M. B.; DINIZ, M. J. T.; SANTOS, R. B.; FILGUEIRAS, G. C. F.C. **Atividade pesqueira na Amazônia: limites e possibilidades para o desenvolvimento local**. XLIV CONGRESSO DA SOBER (Sociedade Brasileira de Economia e Sociologia Rural), Fortaleza, 2006.

DORIA, C. R. C.; RUFFINO, M. L.; HIJAZI, N. C.; CRUZ, R. L. A pesca comercial na bacia do rio Madeira no estado de Rondônia, Amazônia brasileira. **Acta Amazônica**, v. 42, n.1, 29-40, 2012.

FAO. 2021. **FAO Yearbook. Fishery and Aquaculture Statistics 2019/FAO annuaire. Statistiques des pêches et de l'aquaculture 2019/FAO anuario**. Estadísticas de pesca y acuicultura 2019.

FREITAS, C. E. de C.; RIVAS, A. A. F. A pesca e os recursos pesqueiros na Amazônia ocidental. **Ciência e Cultura**, v. 58, n.3, p. 30-32, 2006.

GANDRA, A. L. **O mercado de pescado da região metropolitana de Manaus**. INFOPECA, p. 84, 2010.

GONÇALVES, C.; BATISTA, V. S. Avaliação do desembarque pesqueiro efetuado em Manacapuru, Amazonas, Brasil. **Acta Amazônica**, v. 38, n.1, 135-144, 2008.

HARAYASHIKI, C. A.; FURLAN, F. M.; VIEIRA, J. P. Perfil socioeconômico dos pescadores da ponte dos franceses, rio grande, RS, Brasil. **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 37, n.1, p.93-101, 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Cidades**. v4.6.17, 2017. Disponível em: <<http://cidades.ibge.gov.br>>. Acesso em: 22/Fev/2021.

ISAAC, V. J.; MILSTEIN, A.; RUFFINO, M. L. A pesca artesanal no baixo Amazonas: análise multivariada da captura por espécie. **Acta Amazônica**, v. 26, n. 3, p. 185-208, 1996.

IBAMA. Instituto brasileiro do meio ambiente e dos recursos naturais renováveis. **Portaria nº 48, de 5 de novembro de 2007**. DOU Nº 213, 2007.

INCRA - MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO (MDA) - Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária – INCRA. 2012. **Relatório de gestão do exercício de 2011**. Superintendência regional do acre – SR. 14, Acre/ Rio Branco.

LIMA, G. G. B. A conservação da fauna e da flora silvestres no Brasil: a questão do tráfico ilegal de plantas e animais silvestres e o desenvolvimento sustentável. **Rev. Jur**, v.9, n.86, p.134-150, 2007.

LIMA, M. A. L. A. **pesca em duas comunidades ribeirinhas na região do médio rio Madeira, Porto Velho – RO**. Dissertação (Mestrado em Ciências Pesqueiras nos Trópicos). Universidade Federal do Amazonas, Manaus: UFAM, 2010.

LIMA, M. A. L.; DORIA, C. R. C.; FREITAS, C. E. C. Pescarias artesanais em comunidades ribeirinhas na Amazônia brasileira. **Ambiente & Sociedade**, v. 15, n. 2, p. 73-90, 2012.

MACIEL, H. M. **Reprodução de espécies de peixes em lago de várzea, Manacapuru, Manaus, AM**: UFAM. Dissertação (Mestre em Ciências Pesqueiras nos Trópicos. Área de Concentração: Uso sustentável de recursos pesqueiros tropicais). Universidade Federal do Amazonas, 2010.

MELO, C. E; LIMA, J. D. Diversidade de espécies e influência de fatores estocásticos na regulação da ictiofauna em lagos de meandro na Bacia do Rio das Mortes, Mato Grosso, Brasil. **Revista SEB**, v.10, n.2, p.22-27, 2007.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO (MDA) – Secretaria de Desenvolvimento Territorial (SDT). **Plano territorial de desenvolvimento rural sustentável do Vale do Juruá – Acre, 2007**.

MINISTÉRIO DO DESENVOLVIMENTO AGRÁRIO (MDA) – Secretaria de Desenvolvimento Territorial (SDT). **Plano territorial de desenvolvimento rural sustentável do Vale do Juruá – Acre, 2011**. 129p.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). **Pesca artesanal, 2011**. Disponível em: < <http://www.mpa.gov.br>>. Acesso em 08/Dez/2013.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). **Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura 2011**. Versão preliminar. Ministério da Pesca e Aquicultura. 59 p. 2013.

MINISTÉRIO DA PESCA E AQUICULTURA (MPA). **Defeso – águas continentais, 2014.** Disponível em: < <http://www.mpa.gov.br>>. Acesso em 03/Fev/2014.

SANTOS, G. M.; FERREIRA, E. **Peixes da Bacia Amazonica.** In: Lowe-MacConnell, R. H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais.** Tradução: Anna Emilia A. de M. Vazzoler, Angelo Antonio Agostinho, Patricia T. M. Cunningham. São Paulo: EDUSP, 1999. 543p. (Coleção Base). Título original em inglês: Ecological studies in tropical fish communities.

SANTOS, G. M.; SANTOS, A. C. M. Sustentabilidade da pesca na Amazônia. **Estud. Av.**, v.19, n.54, p.165-182, 2005,

SARTORI, A. G. O; AMANCIO, R. D. Pescado: importância nutricional e consumo no Brasil. **Segurança Alimentar e Nutricional**, v.19, n.2, p.83-93, 2012.

SECRETARIA MUNICIPAL DE SAÚDE (SMS). **Sistema de informação a atenção básica.** Cruzeiro do Sul, Acre, 2013.

SOUZA, A. C. M. **Plano Territorial do Desenvolvimento Rural Sustentável do Médio Juruá.** Instituto de Tecnologia, Pesquisa e Cultura da Amazônia. Estudo Técnico – Manaus, agosto, 2010. 85 f.

THÉ, A. P.G. - **Etnoecologia e produção pesqueira dos pescadores da represa de Três Marias, (MG).** Dissertação de Mestrado, 111p., Universidade Federal de São Carlos, SP, Brasil, 1999.

VAZZOLER, A. E. A. M.; AMADIO, S. A.; CARACIOLO-MALTA, M. C. Aspectos biológicos de peixes amazônicos. XI. Reprodução das espécies do gênero *Semaprochilodus* (Characiformes: Prochilodontidae) no baixo rio Negro, Amazonas, Brasil. **Revista Brasileira de Biologia**, v.49, n.1, p.165-173, 1989.

QUEBRA DE DORMÊNCIA EM SEMENTES DE *Bertholletia excelsa* BONPL. – LECYTHIDACEAE

Leilane Moreira e Silva¹ e Rogério Oliveira Souza²

1. Secretaria Municipal de Meio Ambiente, Departamento de Limpeza, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil.

RESUMO

A castanheira (*Bertholletia excelsa*), é um símbolo Amazônico, que sofreu por superexploração no passado, tendo usos múltiplos, gerando produtos e subprodutos, destinados a indústria madeireira, civil, farmacêutica, de cosméticos, alimentícia, entre outros. Contudo, existem barreiras como a germinação, que comprometem sua produtividade. Este trabalho avaliou diferentes métodos de quebra de dormência em sementes de castanheira, para produção de mudas, sendo realizado na Universidade Federal do Acre – Campus Floresta, em Cruzeiro do Sul, Acre, utilizando sementes de *B. excelsa*, adquiridas nos municípios de Cruzeiro do Sul – AC e Guajará – AM, em dezembro de 2017. A semeadura ocorreu em câmara de germinação contendo areia, sendo avaliadas durante 150 dias, seguindo quatro tratamentos: T1 – Tegumento retirado; T2 – Semente em estufa à 60°C por uma hora; 3 – Sementes Estratificadas; T4 – Tegumento escarificado e TE – Testemunha. Aferiu-se a porcentagem de germinação, Índice de Velocidade de Germinação, viabilidade dos embriões (tetrazólio), e aspectos qualitativos e quantitativos dos frutos. Sementes submetidas ao T1, apresentaram 19% de germinação e um IVG de 1,641, seguida por T2, com 3% e 0,063, para germinação e IVG, respectivamente. Para os demais tratamentos não houve germinação, no período avaliado. Não detectou-se correlação do número de sementes e qualidade dos frutos, e o teste de tetrazólio demonstrou resultados heterogêneos, quanto a viabilidade das sementes. O teor de umidade nas sementes foi de 10%. Constatou-se então, que a retirada do tegumento em sementes de castanheira, é uma alternativa barata e funcional, na quebra de dormência de sementes visando acelerar a produção de mudas.

Palavras-chave: Germinação, Produção de Mudas e Castanheira.

ABSTRACT

The chestnut tree (*Bertholletia excelsa*), is an Amazonian symbol, which suffered from overexploitation in the past, having multiple uses, generating products and by-products, destined for the timber, civil, pharmaceutical, cosmetics, food industries, among others. However, there are barriers such as germination, which compromise their productivity. This work evaluated different methods of breaking dormancy in Brazil nut seeds, for seedling production, being carried out at the Federal University of Acre – Campus Floresta, in Cruzeiro do Sul, Acre, using seeds of *B. excelsa*, acquired in the municipalities of Cruzeiro do Sul. Sul

– AC and Guajará – AM, in December 2017. Sowing took place in a germination chamber containing sand, being evaluated for 150 days, following four treatments: T1 – Tegument removed; T2 – Seed in an oven at 60°C for one hour; 3 – Stratified Seeds; T4 – Scarified integument and TE – Control. The percentage of germination, germination speed index, embryo viability (tetrazolium), and qualitative and quantitative aspects of the fruits were measured. Seeds submitted to T1, presented 19% of germination and a GVI of 1.641, followed by T2, with 3% and 0.063, for germination and IVG, respectively. For the other treatments there was no germination in the evaluated period. No correlation was detected between the number of seeds and fruit quality, and the tetrazolium test showed heterogeneous results in terms of seed viability. The moisture content in the seeds was 10%. It was then found that the removal of the tegument in chestnut seeds is a cheap and functional alternative, in breaking seed dormancy in order to accelerate the production of seedlings.

Keywords: Germination, Seedling production and Chestnut.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil é um país possuidor de ampla diversidade de espécies e recursos naturais, dispondo de mais de 70% da biodiversidade do planeta, em apenas 10% de seu território, de maneira que, tal abundância biológica está ligada a uma rica diversidade sociocultural, detectada em mais de 200 povos indígenas e diversas comunidades tradicionais, possuidores de um conhecimento, que compreende o manejo e a preservação desses recursos associado aos agroecossistemas, e este conhecimento, pode e deve ser valorizado (SOUZA, 2012).

Denominada popularmente como “castanha-do-brasil” ou “castanha-do-pará”, a *Bertholletia excelsa* é uma espécie que pertence à família Lecythidaceae, sendo a única do gênero *Bertholletia* (SMITH; MORI; PRANCE, 2015). Segundo esses autores, suas sementes são consideradas um recurso alimentar muito estimado pelas populações amazônicas, com comércio de relevância internacional.

Dentre as inúmeras plantas presentes na região norte, *B. excelsa* destaca-se por ter usos múltiplos, pois fornece madeira de grande valor para indústria; fruto (amêndoa), que é apreciado tanto nacional como internacionalmente, apresentando-se como um dos principais itens de exportação da região; e pode ser utilizada ainda, como excelente alternativa para reflorestamento de áreas degradadas (SOUZA et al., 2008).

Segundo o IBGE (2016), *B. excelsa* foi o quarto produto florestal não madeireiro, de maior valor de produção no ano de 2016. Entretanto, a sua produção teve uma redução de 14,7%, em relação ao ano anterior, atingindo uma produção de 34.664 toneladas. Esta queda

de produção principalmente à fatores climáticos, relacionados à escassez de chuvas e a redução natural da produtividade da espécie IBGE (2016).

Visando controlar a exploração madeireira excessiva de *B. excelsa*, o Governo Federal proibiu seu corte através do decreto Nº 1.282 de novembro de 1994 (PINTO et al., 2010). Em 2006, esse decreto foi revogado pelo decreto Nº 5.975, mantendo proibida a exploração madeireira da castanheira em florestas naturais, primitivas ou regeneradas (BRASIL, 2006). Em consequência deste fato, é comum em grandes áreas desmatadas na Amazônia a presença de castanheiras em pé, sendo que esses indivíduos isolados, normalmente morrem devido à ação do fogo, alterações do microclima ou deixam de produzir frutos, pois os agentes polinizadores não consegue mais alcançá-lo ou foram extintos pelo desmatamento (PINTO et al., 2010). Com a proibição da exploração madeireira, a produção dos frutos e comércio das sementes, tornaram-se as principais atividades econômicas associadas à espécie (PINTO et al., 2010).

As sementes de *B. excelsa* apresentam um processo germinativo lento e irregular, com percentagem de germinação baixa, e supõe-se que dentre as causas que favorecem a não germinação, estejam à deterioração precoce das sementes (pré-semeadura), possivelmente devido às diversas intermediações pós-coleta, ou depois de semeadas, como consequência de infestação por fungos (REIS et al., 1979).

Não há um consenso na literatura com relação ao tempo mínimo de germinação, variando 14 a 100 dias (quando realizado tratamento) (CYMERYYS et al. *in* SHANLEY, 2005) ou de 12 à 18 meses (na natureza) (MAUÉS et al., 2015). Segundo Müller et al. (1980) a germinação de *B. excelsa* pode exigir pelo menos seis meses para seu início, sendo este, um dos principais motivos de não haver grandes cultivos regionais da espécie. Seu embrião apresenta-se aparentemente não diferenciado, ocasionando no decorrer de sua germinação alterações morfológicas, atingindo o caulículo e radícula, sendo a germinação tardia dessa espécie, associada à essa condição amorfa e indiferenciada do embrião (CAMARGO, 1997).

Em vista disso, estudos que possam facilitar o manejo da germinação da espécie, simplificando o cultivo e acelerando a produção de *B. excelsa*, representariam estratégias interessantes a ser praticadas por produtores rurais, como meio de acelerar a produção de mudas e sementes para o comércio.

A busca de métodos e meios para quebra de dormência é um grande desafio, que precisa ser explorado, pois as informações quanto a este assunto ainda são muito escassas, podendo existir diversas questões a serem levantadas, que até então não foram obtidas respostas. Observando desta maneira, há necessidade de se obter mais informações quanto

ao tema, em vista disso, este trabalho buscou avaliar métodos de quebra de dormência em sementes de *Bertholletia excelsa* Bonpl. - Lecythidaceae, visando acelerar o processo de produção de mudas.

2. MÉTODOS

2.1 DESCRIÇÃO DA ÁREA

O estudo foi realizado na Universidade Federal do Acre – *Campus Floresta*, que está localizado no município de Cruzeiro do Sul, no Estado do Acre. O local está contido nas coordenadas S 07°33'34.5" e W 72°43'01.0", com altitude de aproximadamente 181 m, conforme representa a figura 1.

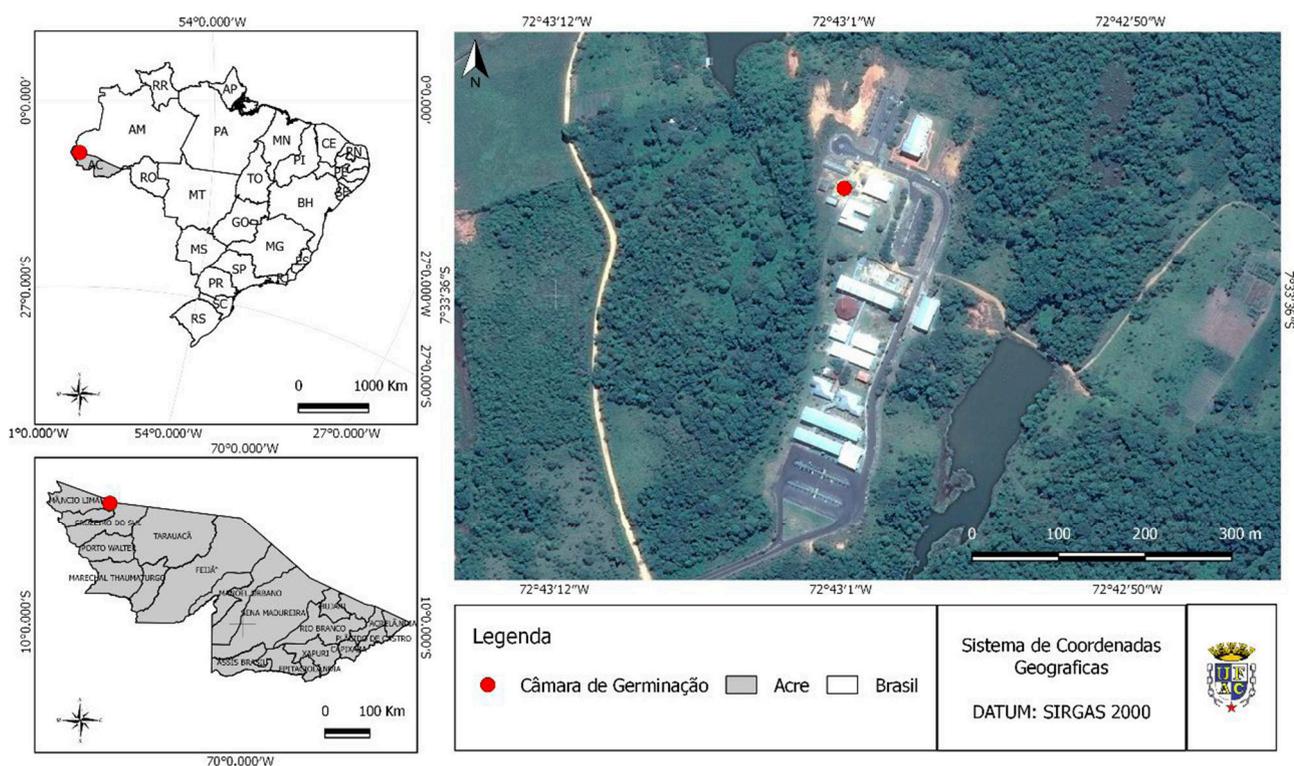


Figura 1. Mapa da área experimental do experimento de quebra de dormência em *B. excelsa* realizado em Cruzeiro do Sul Acre 2017-18.
 Fonte: Nascimento, 2018 – Laboratório de Geoprocessamento Ufac - CZS.

2.2. DELINEAMENTO EXPERIMENTAL

2.2.1. Análise dos frutos e sementes

O presente estudo foi desenvolvido utilizando sementes de *B. excelsa*, que foram adquiridas, no município de Cruzeiro do Sul – AC e Guajará – AM, em 2017. Por serem adquiridas ainda no ouriço, as sementes foram contabilizadas de acordo com a quantidade presente em cada ouriço, sendo calculada a média e desvio de peso das sementes por ouriço, bem como o número médio e desvio de sementes por ouriço.

Para os frutos foi mensurada a circunferência na região mediana além de serem classificados de acordo com os aspectos morfológicos do exocarpo, nas categorias: ótimo, bom, regular ou ruim. Foi realizada uma correlação entre o número de sementes e o tamanho dos ouriços através do teste de correlação de Spearman ($p=5\%$), com software BioEstat 5.3 (AYRES et al., 2007).

A qualidade das sementes foi avaliada, sendo descartadas aquelas que apresentassem alguma característica que pudesse comprometer a germinação, como por exemplo, quebra do tegumento ou amêndoa, peso muito baixo em relação ao padrão normal, tamanho demasiadamente reduzido e presença evidente de fungos.

2.2.2. Teor de umidade

Para determinação do grau de umidade das sementes foi utilizado o método de estufa a $105\pm 3^{\circ}\text{C}$ (BRASIL, 2009), onde foram utilizados cinco lotes de 20 sementes cada. Essa etapa foi realizada aproximadamente 120 dias após o plantio das sementes. Para o cálculo do teor de umidade foi utilizada segundo o mesmo autor, a seguinte equação:

$$X=100(P-p)/P-t$$

Onde:

P = peso inicial, peso do recipiente e sua tampa mais o peso da semente úmida;

p = peso final, peso do recipiente e sua tampa mais o peso da semente seca;

t = tara, peso do recipiente com sua tampa.

2.2.3. Viabilidade das sementes

Um mínimo de nove sementes por tratamento, das sementes restantes dos lotes destinadas ao plantio foram utilizadas para o teste de tetrazólio, visando conhecer sua viabilidade. Seu tegumento foi retirado e foram embebidas em água durante 20 horas. Após esse período foram expostas à uma solução aquosa de cloreto de 2,3,5 – trifenil tetrazólio a 0,5%, pH 6,5 e destinadas à estufa a 45° durante 40 minutos, adaptado de Reis et al. (1979). Além das sementes restantes dos lotes destinados ao plantio, nesse teste foram utilizadas sementes novas, recém colhidas, para comparação com as demais.

2.2.4. Germinação e índice de velocidade de germinação

As sementes foram armazenadas em sacos identificados de acordo com o ouriço a qual pertenciam, e posteriormente, foi realizado um sorteio de maneira aleatória para as sementes destinadas ao plantio em cada tratamento realizado, gerando um total 5 lotes. Cada lote continha um número superior a 100 sementes, mas foram utilizadas somente 100 por tratamento e posterior plantio. As sementes foram selecionadas observando critérios como sanidade e vigor, sendo descartadas aquelas com a presença de injúrias ou quaisquer irregularidades que pudessem interferir no desenvolvimento das plantas.

A semeadura no substrato arenoso seguiu delineamento experimental inteiramente casualizado, considerando os tratamentos e controle.

No estudo foram utilizados quatro tratamentos nas sementes como meio de quebra de dormência, além da testemunha, dentre estes tratamentos podem ser citados (Figura 2):

T1 - Tegumento Retirado (TR) – o tegumento foi retirado como meio de quebra de dormência, com intuito de acelerar o processo de germinação. Para facilitação da retirada do tegumento, as sementes foram armazenadas em água durante 48 horas. Após esse período de armazenamento, o tegumento foi retirado com o auxílio de um martelo, de maneira cautelosa de modo a evitar danos às amêndoas;

T2 - Semente destinada à estufa à 60°C por uma hora (E) – esse tratamento físico, baseia-se em destinar as sementes para aquecimento à 60°C durante uma hora, visando promover quebra de dormência fisiológica (FIGUEIRÊDO et al., 1980);

T3 - Sementes Estratificadas (SE) – neste tratamento físico as sementes foram destinadas a temperatura de 5°C à 10°C durante 24 horas, logo após esse período as mesmas foram levadas à estufa à 60°C durante uma hora (FIGUEIRÊDO et al., 1980);

T4 - Tegumento escarificado (TE) – nesse tratamento as sementes foram escarificadas com auxílio de lixas de madeira de nº 80, onde foram lixados as estrias e os polos germinativos (MÜLLER, 1981);

Testemunha - sementes que não foram submetidas a qualquer tratamento.



Figura 2. Sementes organizadas de acordo com o tratamento destinadas ao plantio em experimento sobre quebra de dormência em *B. excelsa* no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-18.

O estudo foi executado em uma câmara de germinação que foi adaptada de um método para propagação de estacas, de acordo com a elaboração de Miranda e Miranda (2000) (Figura 3). A câmara foi preenchida com pedras para auxiliar na drenagem de água, e areia lavada, foi o substrato escolhido para execução do experimento. Segundo Martínez; Roca (2011) dentre as principais vantagens deste substrato, podem ser citadas seu baixo custo, sua estabilidade estrutural, a simplicidade quanto limpeza e tratamento de desinfecção. O substrato possibilita uma aeração apropriada para permitir a germinação e desenvolvimento das raízes (BRASIL, 2009).

As sementes foram semeadas na posição vertical a um cm abaixo do nível da superfície, posicionando seu polo radicular (a extremidade mais grossa) para o lado de baixo, e caso houvesse dúvida quanto ao polo radicular, as sementes foram semeadas na posição horizontal (MÜLLER, 1982). As irrigações foram realizadas de acordo com observação do solo sendo realizada, no início ou ao fim do dia. Não houve desinfecção prévia das sementes antes da semeadura.



Figura 3. Câmara de germinação construída para experimento de quebra de dormência em *B. Excelsa*, no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-2018.

O experimento foi realizado em um período de 150 dias, sendo as avaliações realizadas diariamente a partir do primeiro dia de semeadura. O critério de germinação utilizado foi a protrusão do caulículo. Foi determinada ainda, a porcentagem de germinação das sementes e o índice de velocidade de germinação (IVG) obtido através da equação de Maguire (1962):

$$IVG = \frac{N_1}{D_1} + \dots + \frac{N_n}{D_n}$$

Onde:

N = número de indivíduos germinados durante as observações.

D = número de dias de plantio durante as observações.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1. ANÁLISE DO FRUTO E DA SEMENTE

A quantidade de sementes presente nos frutos foi bem variada (Figura 4), demonstrando uma média de 16 sementes ($dp \pm 3,59$), valor próximo ao de Müller et al. (1995) que afirmam em seu estudo que os frutos possuem em média 18 sementes. Os frutos

apresentaram entre sete (mínimo) e 24 (máximo) sementes, esse resultado não difere muito dos dados de APIZ (2008), que afirmam que os ouriços podem conter até 25 castanhas.

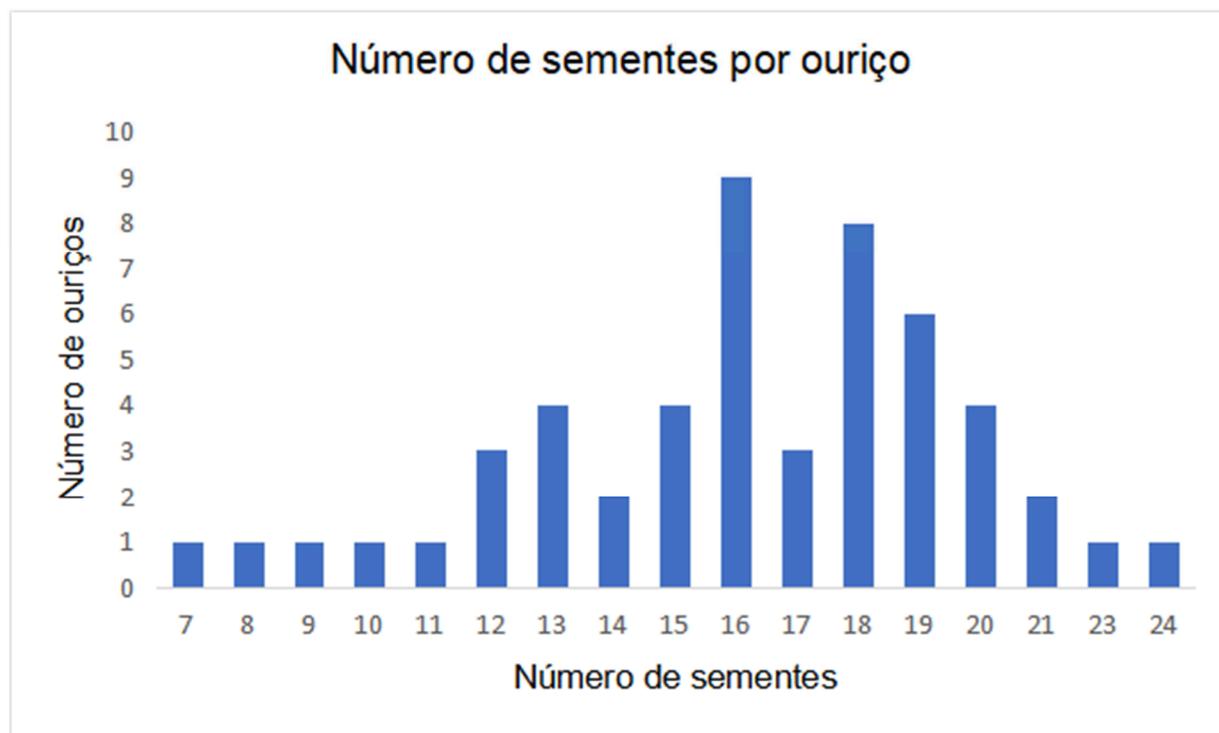


Figura 4. Quantidade de sementes por ouriço em experimento de quebra de dormência em *B. excelsa* no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-2018.

Assim como a quantidade de sementes nos ouriços, o peso das sementes de *B. excelsa* demonstrou-se variado, apresentando de 0,877 a 12,154g (Figura 5) com uma média de 5,97g ($dp \pm 1,84$). Borella et al. (2017) encontraram em seu estudo para a espécie, uma massa fresca média de 4,99 g podendo chegar a 11,27 g. As sementes julgadas como suspeitas pelo baixo peso foram abertas, podendo-se observar a ausência da amêndoa e o predomínio de hifas fúngicas.

Os frutos foram classificados quanto a sua qualidade em quatro categorias (Figura 6): 1 - ótimos, onde seu exocarpo estava em perfeitas condições; 2 boa – contendo boa porção de seu exocarpo, porém com algumas falhas, como por exemplo, pequenas rachaduras; 3 – regular, contendo uma pequena porção de seu exocarpo e 4 – ruim, sem o exocarpo.

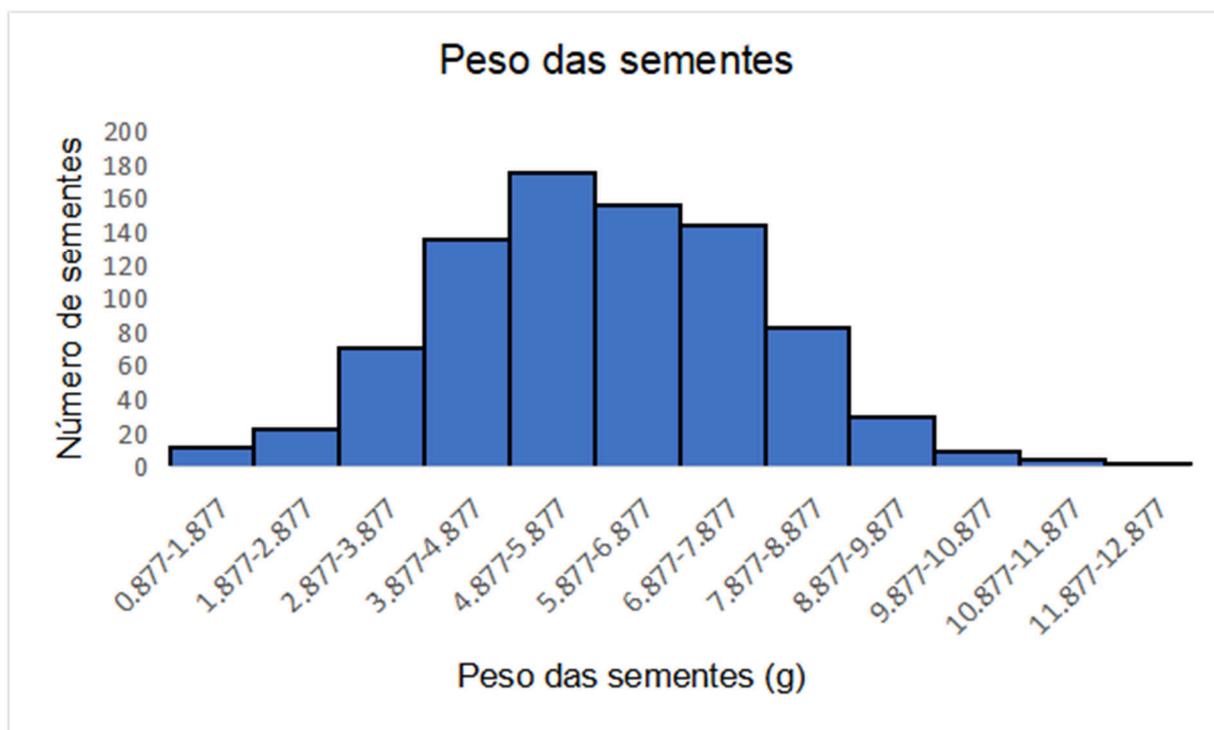


Figura 5. Peso das sementes de *B. excelsa* para experimento de quebra de dormência no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-2018.

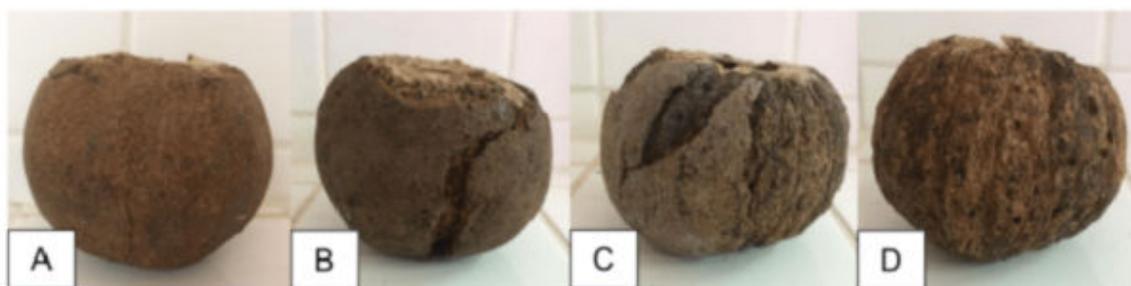


Figura 6. Classificação dos ouriços de acordo a qualidade de seu exocarpo em experimento de quebra de dormência em *B. excelsa*.

A) Frutos com qualidade ótima; B) Fruto com qualidade boa; C) Fruto com qualidade regular; D) Fruto com qualidade ruim.

Através dos dados de classificação dos ouriços foi possível a elaboração da tabela 1, contendo a classificação dos ouriços quanto sua qualidade, quantidade de ouriços por categoria, média do tamanho da circunferência mediana dos ouriços e desvio padrão.

Tabela 1. Classificação quanto a qualidade dos ouriços de *B. excelsa* utilizados em experimento de quebra de dormência.

Qualidade do Ouriço	Quantidade	Quantidade (%)	Média da circunferência	Desvio Padrão
Ótimo	13	25	32,71	4,53
Bom	13	25	32,61	3,57
Regular	9	17,30	34,43	2,65
Ruim	17	32,69	31,32	2,74
Total Geral	52	100	-	-

A tabela 2 apresenta a distribuição dos ouriços quanto aos tratamentos e a qualidade de seu exocarpo. Através desta tabela pode-se observar que todos os tratamentos continham ouriços de todas as categorias, já que foram distribuídos de maneira aleatória através de sorteio. Por meio desses dados pode-se atribuir a germinação das sementes principalmente ao tratamento utilizado. O tratamento 1, por exemplo, pode-se dizer que a retirada do tegumento foi o fator que mais influenciou sua germinação.

Tabela 2. Distribuição dos ouriços de *B. excelsa* quanto aos tratamentos e a qualidade de seu exocarpo.

	T	T1	T2	T3	T4
Ótimo	3	3	1	1	4
Bom	1	4	1	3	2
Regular	1	1	3	2	2
Ruim	3	4	3	4	2

T) Testemunha; T1) Tegumento Retirado; T2) Semente destinada à estufa a 60°C no período de uma hora; T3) Sementes Estratificadas; T4) Tegumento escarificado.

O coeficiente de correlação de Spearman entre tamanho do ouriço e a quantidade de sementes foi de -0,0075 (Tabela 3), o que indica que não haver correlação entre o tamanho do ouriço e a quantidade de sementes (não significativo). Porém, segundo Borella et al. (2017), diâmetros maiores dos frutos estão associados ao aumento no seu espaço interior, acondicionando um maior número ou tamanho de sementes.

Tabela 3. Coeficiente de Spearman para correlação do número de sementes com tamanho do ouriço de *B. excelsa*.

Correlação de Spearman	Resultados
Coeficiente de Spearman (rs)	-0.0075
t	-0.0527
(p)	0.9581
Número de pares	52

A correlação do número de semente com tamanho do ouriço é um parâmetro muito variável, já que a quantidade de sementes pode variar em função de seu tamanho, sendo possível que frutos maiores, possuam sementes maiores, o que reduziria a quantidade de sementes presentes no fruto. Assim como frutos maiores com sementes menores, aumentaria a quantidade de sementes presentes no ouriço, estando este fato ligado a morfologia do fruto e das sementes, características intrínsecas da árvore-mãe (genótipo superior) e do ambiente (clima, polinizadores, etc), poderiam contribuir para esse aumento.

3.2 TEOR DE UMIDADE DAS SEMENTES

O teor de umidade encontrado para as sementes de *B. excelsa* foi de $10\% \pm 0,5$, como mostra a tabela 4. Em seu estudo Silva et al. (2009) encontraram um teor de 14% nas sementes da mesma espécie. Segundo Figueirêdo, Carvalho e Frazão (1990) essas sementes não devem ser secadas a níveis inferiores a este valor, já que apresentam comportamento recalcitrante, o que dificultaria mais ainda sua germinação. No estudo de Camargo, Carvalho e Vieira (1997) observaram que sementes dessa espécie que tiveram valores médios do grau de umidade que variando entre 9,2% e 4,5% apresentaram uma influência de maneira negativa em sua viabilidade a medida que o teor de umidade ia diminuindo.

Em seu estudo Camargo, Carvalho e Vieira (1997) constataram que quanto maior o grau de umidade e menor o período de armazenamento, sementes de *B. excelsa* possuem uma maior viabilidade. Os autores observaram que a redução do grau de umidade das sementes pode ser um agravante em processos deteriorativos.

Tabela 4. Teor de umidade das sementes de *B. excelsa* em experimento de quebra de dormência realizado em Cruzeiro do Sul Acre 2017-2018.

	Peso Úmido (g)	Peso Seco (g)	Teor de Umidade (%)	H ₂ O
Amostra I	125,22	112,32	10,30	12,90
Amostra II	110,43	97,80	11,44	12,63
Amostra III	115,95	103,64	10,62	12,31
Amostra IV	109,39	98,25	10,18	11,14
Amostra V	111,45	99,95	10,31	11,49
SOMA	572,44	511,97	52,85	60,47
MÉDIA	114,49	102,39	10,57	12,09
DESVIO	6,5006	6,0079	0,5124	0,7517

3.3 TESTE DE VIABILIDADE DAS SEMENTES (TETRAZÓLIO)

Após a realização do teste de tetrazólio foi possível observar que as sementes não demonstraram comportamento homogêneo entre si (Figura 7). A coloração rosada variava entre as seções da semente. A maioria das sementes apresentou um padrão de coloração na sua seção interna. Porém, assim como no estudo de Camargo, Carvalho e Vieira (1997) os padrões de coloração na região central variaram de rosa à branco.



Figura 7. Sementes de *B. excelsa* destinadas ao teste de tetrazólio em experimento de quebra de dormência no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-2018.

Foi possível observar que parte das sementes destinadas ao plantio encontrava-se viável. A tabela 5 apresenta a contagem de sementes destinadas ao teste e quantidade de sementes viáveis ao final deste método. Foram utilizadas 100 sementes (Figuras 8 e 9), as remanescentes dos lotes destinados ao plantio e sementes de ouriços recém coletados.

Tabela 5. Contagem de sementes realizadas em cada grupo para execução do teste de tetrazólio em estudo de quebra de dormência em *B. excelsa* realizado em Cruzeiro do Sul Acre 2017-2018.

Tratamentos	Sementes destinadas ao teste	sementes viáveis	Sementes viáveis (%)	Sementes inviáveis (%)
T	20	0	0	100
T1	9	6	66,66	33,33
T2	9	8	88,88	11,11
T3	14	6	42,85	57,14
T4	15	3	20	80
SN	33	23	69,69	30,31
Total	100	46	-	-

T) Testemunha; T1) Tegumento Retirado; T2) Semente destinada à estufa a 60°C no período de uma hora; T3) Sementes Estratificadas; T4) Tegumento escarificado; SN) Sementes novas.

Todos os tratamentos apresentaram sementes que tiveram reação com a substância, exceto o tratamento testemunha, onde nenhuma de suas sementes apresentou coloração rosada, isto pode estar relacionado ao fato de que essas sementes estavam mantidas em condições diferentes em relação aos demais tratamentos que estavam armazenadas em sacos fechados e muito provavelmente a refrigeração por meio de condicionador de ar, do ambiente laboratorial, promoveu a queda na reação e assim na viabilidade. Segundo Figuêiredo e Carvalho (1994) ambientes seco e quente ou úmido e quente podem provocar perdas de água para o meio ambiente, ocasionando influências drásticas na germinação.



Figura 8. Tratamentos destinados ao teste de tetrazólio sementes de *B. excelsa*.

Em estudos realizados por Camargo, Carvalho e Vieira (1997) pôde-se observar através do teste de tetrazólio, que a medida que o grau de umidade era reduzido, a coloração branca das amêndoas em consequência da deterioração das sementes ia aumentando. Assim como foi observado por Figueirêdo, Carvalho e Frazão (1990) em seu estudo, o vigor das sementes teria uma diminuição com a redução do teor de umidade. Vale ressaltar que o teste foi executado próximo ao término do período de avaliação, o que pode não refletir completamente a capacidade germinativa do lote de sementes empregados no experimento.

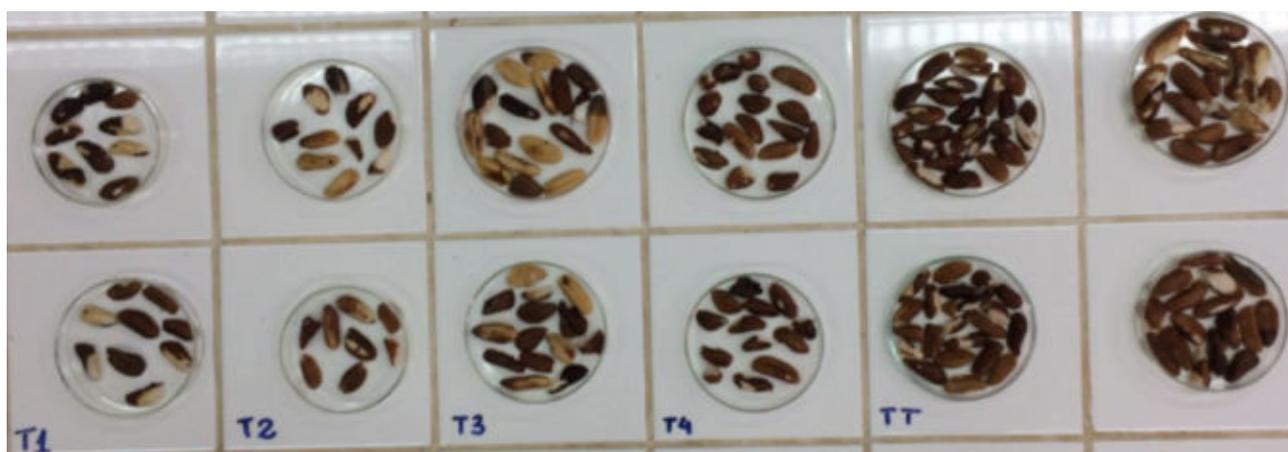


Figura 9. Amostras do teste de tetrazólio em sementes de *B. excelsa*.

3.4. GERMINAÇÃO E IVG

Durante o experimento a germinação das sementes demonstrou-se um processo irregular. A primeira semente emergiu no 42º dia após o plantio (Figura 10). Silva e Rossi (2008) observaram o início de germinação da espécie em areia ao 32º dia, em condições semelhantes. Esse valor representa uma germinação precoce quando comparada ao período médio de germinação da espécie, que segundo Maués et al. (2015) necessita de 12 a 18 meses para germinação. De acordo com Cymerys et al. in Shanley (2005) a espécie necessita de 60 a 275 dias para germinação (sem qualquer tratamento), contudo, se destinadas a algum tratamento esse valor pode ser reduzido de 14 a 100 dias.

O Tratamento 1 (tegumento retirado), foi o que apresentou uma maior porcentagem de germinação em relação aos demais com 19% (Tabela 6). Em seu estudo, Figueirêdo et al. (1980), puderam constatar que a retirada do tegumento lenhoso das sementes de *B. excelsa* pode ser um método eficaz para acelerar a germinação, porém relevam o fato da

perda de sementes ser acentuada através de danos causados durante o processo, podendo ocasionar ainda, acidentes de trabalho. Silva e Rossi (2008), confirmam a eficiência quanto ao método de descascamento das sementes. Muitas são as expectativas para criação de mudas da espécie através desse procedimento, já que alguns outros tratamentos não demonstram a mesma eficácia (FIGUEIRÊDO et al., 1980).

O Tratamento 2 (sementes destinadas à estufa à 60°C durante 1 hora) apresentou uma porcentagem de 3%, conforme representa a tabela 6. A primeira germinação foi ao 77º dia (Figura 10). Ainda no estudo de Figueirêdo et al. (1980), em um período de 180 dias, esse tratamento apresentou uma germinação de 38,50%, destacando-se em relação aos demais. Os demais tratamentos no presente estudo não demonstraram resultados quanto à germinação até o término do período avaliado.

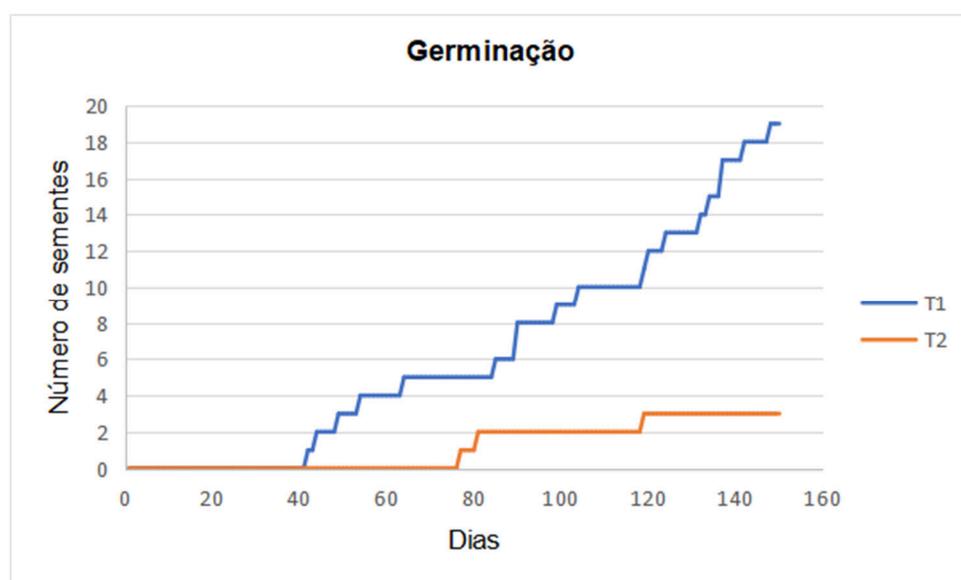


Figura 10. Gráfico representativo do número de plantas germinadas até 150 dias em experimento de quebra de dormência em *B. excelsa* no município de Cruzeiro do Sul, Acre 2017-2018.

Com relação ao Índice de Velocidade de Germinação, o tratamento um (1) também foi aquele que demonstrou melhor desenvolvimento em relação aos demais, obtendo um valor de 1,641 (Tabela 6). Silva e Rossi (2008), observaram um índice de velocidade de germinação de 0,43 da espécie semeada em areia em condições semelhantes. Já o tratamento 2 apresentou um índice de 0,063.

Tabela 6. Porcentagem de germinação e Índice de Velocidade de Germinação em experimento de quebra de dormência em *B. excelsa* realizado em Cruzeiro do Sul Acre 2017-18.

	Germinação (%)	IVG
T	0	0
T1	19	1,641
T2	3	0,063
T3	0	0
T4	0	0

T) Testemunha; T1) Tegumento Retirado; T2) Semente destinada à estufa a 60°C no período de uma hora; T3) Sementes Estratificadas; T4) Tegumento escarificado.

4. CONCLUSÃO

A retirada do tegumento em sementes de *B. excelsa*, é uma alternativa como meio de quebra de dormência de sementes para acelerar a produção de mudas, apesar de alguns valores não serem tão semelhantes com alguns encontrados na literatura, esta técnica é promissora, já que acelera precocemente o período de germinação da espécie, não descartando a possibilidade de um melhor desenvolvimento das sementes com um maior período de avaliação.

A existência de informações sobre a espécie associadas a germinação e quebra de dormência existentes e atuais ainda é escassa, sendo necessário um maior número de pesquisas que visem abordar esse tema, um grande desafio com uma grande importância social, econômica, ambiental e científica.

A adaptação de câmara de germinação para propagação de estacas, como meio de câmara de germinação pode ser uma alternativa a pequenos produtores, sendo um meio mais prático para esta atividade.

6. REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO DO POVO INDÍGENA ZORÓ – APIZ. **Boas práticas de coleta, armazenamento e comercialização da castanha-do-Brasil: Capacitação e intercâmbio de experiências entre os povos da Amazônia mato-grossense com manejo de produtos florestais não madeireiros.** Cuiabá – MT, 2008.

AYRES, M.; AYRES JÚNIOR, M.; AYRES, D. L.; SANTOS, A. S. **BioEstat 5.3: aplicações estatísticas nas áreas das ciências biológicas e médicas.** Belém: MCT; IDSM; CNPq, 2007.

BORELLA, D. R.; SILVA, A. C.; SOUZA, A. P.; BOUVIÉ, L.; NOGUEIRA, L. A. S.; PEREIRA, C. A. L.; et al. Biometria de frutos e sementes da castanheira-do-Brasil da região Médio-Norte do Mato Grosso. **Nativa**, v.5, n. esp., p. 483-490, 2017.

BRASIL. **Decreto nº 5.975 de 30 de novembro de 2006**. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5975.htm>. Acesso em: 10/07/2017.

BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes / Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. Secretaria de Defesa Agropecuária.** – Brasília: Mapa/ACS, 2009. <www.agricultura.gov.br/assuntos/insumos.../2946_regras_analise__sementes.pdf>. Acesso em 20/07/2017.

CAMARGO, I. P. **Estudos sobre a propagação das Castanheira-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.)**. (Tese) Doutorado em Agronomia, área de concentração em fitotecnia - Universidade Federal de Lavras, Brasil, 1997.

CAMARGO, I. P.; CARVALHO, M. L. M.; VIEIRA, M. G. G. C. Avaliação da deterioração em sementes de castanheira-do-brasil pelo teste de tetrazólio. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v.32, n.8, p.835-839, 1997.

CYMERYS, M. WADT, L.; KAINER, K.; ARGOLO, V. in SHANLEY, PATRICIA. **Frutíferas e Plantas Úteis na Vida Amazônica**. Belém: CIFOR, Imazon, 2005.

FIGUEIRÊDO, F.J.C.; CARVALHO, J.E.U. **Avaliação de características recalcitrantes de sementes de castanha-do-brasil**. Belém: EMBRAPA – CPATU, 1994. 17p. (EMBRAPA – CPATU. Boletim de Pesquisa, 154).

FIGUEIRÊDO, F.J.C.; CARVALHO, J.E.U.; FRAZÃO, D.A.C. **Nível crítico de umidade de sementes e seus efeitos sobre a emergência de plântulas de castanha-do-brasil**. Belém: Embrapa-CPATU, 1990.

FIGUEIRÊDO, F. J. C.; MÜLLER, C. H.; MÜLLER, A. A.; FRAZÃO, D. A. C.; PEREIRA, L. A. F. **Tratamentos físicos na germinação de sementes de castanha-do-brasil**. Belém, 1980, EMBRAPA-CPATU. Boletim de pesquisa, 12.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Produção da Extração Vegetal e da Silvicultura**. Rio de Janeiro, v. 31, p.1-54, 2016.

MAGUIRE, J. D. Speed of germination-aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 1, p. 176-177, 1962.

MARTÍNEZ, P. F.; ROCA, D. **Sustratos para el cultivo sin suelo. Materiales, propiedades y manejo**. In book: Sustratos, manejo del clima, automatización y control en sistemas de cultivo sin suelo, 294 pp., Edition: First edition. Publisher: Universidad Nacional de Colombia, Editors: Flórez R Víctor Julio, pp.37-77..

MAUÉS, M. M.; KRUG, C.; WADT, L. H. O.; DRUMOND, P. M.; CAVALCANTE, M. C.; SANTOS, A. C. S. **A castanheira-do-brasil: avanços no conhecimento das práticas amigáveis à polinização**. Rio de Janeiro: Funbio, 2015.

MIRANDA, E. M.; MIRANDA, K. R. **Propagação vegetativa do Mogno (*Swietenia Macrophylla* King) por enraizamento de estacas semilenhosas em câmara úmida.** Rio Branco: Embrapa Acre, 2000. 15 p. (Embrapa Acre. Circular Técnica, 32).

MÜLLER, C. H. **Castanha-do-brasil; estudos agronômicos.** EMBRAPA-CPATU. Belém, 1981.

MÜLLER, C. H. **Quebra de dormência da semente e enxertia em castanha-do-brasil.** Belém. EMBRAPA-CPATU, 1982.

MÜLLER, C. H.; RODRIGUES, I. A.; MÜLLER, A. A.; MÜLLER, N. R. M. **Castanha-do-Brasil, resultados de pesquisa.** Belém: EMBRAPA/CPATU, 1980..

MÜLLER, C. H.; FIGUEIREDO, F. J. C.; KATO, A. K.; CARVALHO, J. E. U. de; STEIN, R. L. B.; SILVA, A. de B. **A cultura da castanha-do-brasil.** EMBRAPA, 1995.

PINTO, A.; AMARAL, P.; GAIA, C.; OLIVEIRA, W. **Boas práticas para manejo florestal e agroindustrial. Produtos florestais não madeireiros: açaí, andiroba, babaçu, castanha-do-brasil, copaíba e unha-de-gato.** Instituto do homem e meio ambiente da Amazônia – IMAZON. 2010.

REIS, G. G.; CARVALHO, J. E. U.; MÜLLER, C. H.; FIGUEIREDO, F. J. C. **Calibração do teste de tetrazólio em semente de castanha-do-Brasil.** CPATU - Comunicado técnico, 17. Belém, 1979.

SILVA, A. N.; COELHO, M. F. B.; GUIMARÃES S. C.; ALBUQUERQUE M. C. F. Germinação de sementes de castanheira-do-pará armazenadas em areia úmida. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, Brasília, v.44, n.11, p.1431-1436, nov. 2009.

SILVA, E. M. S.; ROSSI, A. A. B. **Germinação de castanheira-do-brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.).** UNEMAT. Alta Floresta – MT, 2008.

SMITH, N.P.; MORI, S.A.; PRANCE, G.T. 2015. **Lecythidaceae in Lista de Espécies da Flora do Brasil.** Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB23424>>. Acesso em: 16/07/2017.

SOUZA, C. R.; AZEVEDO, C. P.; ROSSI, L. M. B.; LIMA, R. M. B. **Comunicado Técnico 63. Castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Humb. & Bonpl.).** Embrapa, 2008. Manaus, AM. Disponível em: <<https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/669639/1/ComTec632008.pdf>>. Acesso em: 24/06/2017.

SOUZA, S. E. X. F. **Plano de Manejo de Produtos Florestais Não-Madeireiros- PFNM na Unidade de Manejo III da FLONA do Jamari/RO: açaí (*Euterpe precatoria* Mart) e castanha-do-Brasil (*Bertholletia excelsa* Bonpl.).** FLONA do Jamari/RO, 2012.

***Trachemys scripta elegans* (WIED-NEUWIED, 1839), UM QUELÔNIO EXÓTICO INVASOR NA AMAZÔNIA OCIDENTAL BRASILEIRA**

**Tiago Lucena da Silva^{1,2,3}, Victor Silva Vasconcelos^{1,2}, Raphael Coutinho Mello^{1,2},
Matheus Nascimento Oliveira^{1,3}, Marilene Vasconcelos da Silva Brazil⁴, Isaac Ibernnon
Lopes Filho^{1,2}, Ester Nascimento da Costa¹, Manuela Jucá Correia¹, e Maria Isabel
Afonso da Silva^{1,2}**

1. Universidade Federal do Acre (UFAC) - Campus Floresta – Centro Multidisciplinar, Cruzeiro do Sul, Acre;
2. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Sanidade e Produção Animal Sustentável na Amazônia Ocidental – Rio Branco, Acre, Brasil;
3. Universidade Federal do Acre (UFAC), Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais – Cruzeiro do Sul, Acre, Brasil;
4. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e das Políticas Indígenas (SEMAPI) – Rio Branco, Acre, Brasil.

RESUMO

A tartaruga-de-orelhas-vermelhas (*Trachemys scripta elegans*) é uma espécie dulciaquícola originalmente encontrada na América do Norte, no Vale do Mississippi. Devido à sua coloração atrativa ao mercado pet e à facilidade de reprodução em cativeiro, nos anos 70 a espécie foi reproduzida em grande escala nos EUA. Entretanto, após atingirem seu tamanho adulto, estes animais são muitas vezes liberados nos ambientes aquáticos pelos proprietários. A espécie é encontrada atualmente em 46 países, ocasionando ameaça para outros quelônios pelo seu grande potencial competitivo e transferência de parasitas, estando entre as 100 piores espécies invasoras, responsáveis pela perda da biodiversidade de todo mundo. No Brasil, a venda desta espécie é proibida por lei desde a década de 80, apesar disso, a tartaruga-de-orelhas-vermelhas ocorre em todas as regiões do país, fato que leva a uma grande preocupação quanto aos impactos da espécie para a biodiversidade brasileira, sobretudo nas áreas protegidas. O que a torna uma invasora agressiva é sua rápida maturação sexual, taxa de fecundidade, tamanho do adulto e alimentação onívora. A presença da espécie em ambientes naturais ressalta a necessidade de ações educacionais para reduzir a liberação dos mesmos, uma vez que o impacto de sua presença para as espécies nativas de quelônios ainda é desconhecido. Assim, ações de controle devem ser consideradas, minimizando a presença de metapopulações, que podem promover migração para habitats ainda conservados, bem como mudanças na legislação sobre a fauna silvestre, pois atualmente até mesmo as espécies invasoras encontram-se protegidas.

Palavras-chave: Quelônios, Impacto antrópico e Espécies Exóticas Invasoras.

ABSTRACT

The red-eared-slider-turtle (*Trachemys scripta elegans*) is a freshwater species originally found in the Mississippi Valley, from Illinois to the Gulf of Mexico. Due to its attractive coloration to the pet market and the ease of captive breeding, in the 1970s the species was reproduced on a large scale in the USA. However, after reaching their adult size, these animals are often released into aquatic environments by their owners. The species is currently found in 46 countries, causing threat to other turtles due to its great competitive potential and parasite transfer, being among the 100 worst invasive species, responsible for the loss of biodiversity worldwide. In Brazil, the sale of this species has been prohibited by law since the 1980s, despite this, the red-eared-slider-turtle occurs in all regions of the country, which leads to great concern about impacts of the species on Brazilian biodiversity, especially in protected areas. What makes it an aggressive invasive species is its rapid sexual maturation, fertility rate, adult size and omnivorous diet. The presence of the species in natural environments underscores the need for educational actions to reduce their release, since the impact of its presence on native chelonian species is still unknown. Thus, control actions should be considered, minimizing the presence of metapopulations, which can promote migration to still conserved habitats, as well changes in wildlife legislation are needed, as even invasive species are currently protected.

Keywords: Turtles, Anthropic Impact, Invasive Alien Species.

1. INTRODUÇÃO

Altamente heterogênea e constituída por um mosaico de diferentes paisagens cortadas por grandes rios, a região amazônica abriga a maior bacia hidrográfica do mundo, conhecida por suas exuberantes florestas tropicais e riquíssima biodiversidade, constituindo-se como área prioritária para a manutenção global de aspectos climáticos e com grande potencial para o desenvolvimento de pesquisas científicas (SIOLI, 1991; AB'SABER, 2002; SILVA et al., 2005; MOREIRA, 2009).

A Amazônia abrange nove países da América Latina, sendo que a porção brasileira, área denominada de Amazônia Legal desde a sua instituição em 6 de janeiro de 1953 por meio da Lei 1.806, com o objetivo de:

“incrementar o desenvolvimento da produção extrativa e agrícola pecuária, mineral, industrial e o das relações de troca, no sentido de melhores padrões sociais de vida e bem-estar econômico das populações da região e da expansão da riqueza do País”,

O bioma amazônico engloba atualmente nove estados, 772 municípios e abrange 58,9% do território brasileiro (FERREIRA; VENTICINQUE; ALMEIDA, 2005; IBGE, 2019). A Amazônia brasileira contribui com grande parte da diversidade de vertebrados conhecida para o Brasil, sendo este o bioma com maior riqueza e grau de endemismo. Existem mais de 2.000 espécies de peixes e 11% das espécies de aves conhecidas no mundo (AYRES;

BEST, 1979), além disso, na Amazônia brasileira são reconhecidas quase 400 espécies de mamíferos, sendo que, destas espécies, mais de 50% ocorrem exclusivamente neste bioma (PAGLIA et al., 2012). A riqueza da herpetofauna amazônica, apesar não bem quantificada, está presente em toda a região, e comporta uma grande quantidade de espécies endêmicas (ÁVILA-PIRES; HOOGMOED; VITT, 2007). Entre os anfíbios, são registrados 373 anuros, 21 ápodos e 5 caudados (HOOGMOED, 2018; HOOGMOED; MACIEL, 2021; HOOGMOED; GALATTI, 2022). Atualmente, 189 espécies de serpentes, 165 de lagartos, 24 espécies de quelônios, 18 de anfisbenas e cinco de jacarés são encontradas na Amazônia brasileira (PRUDENTE; DA SILVA, 2017; AVILA-PIRES et al., 2022; AVILA-PIRES; STURARO, 2022). Levando-se em conta que a região amazônica ainda possui importantes áreas carentes de levantamentos, e muitas espécies em vias de revisão taxonômica, é de se esperar um relevante aumento da riqueza de espécies dessa região no futuro próximo (COSTA; BÉRNILS, 2018).

A pressão antrópica sobre a biodiversidade amazônica está crescendo significativamente, e com isso a mega diversidade amazônica está suscetível a uma ampla gama de ameaças, dentre as quais valem ser destacadas a mineração, grandes empreendimentos, uso indiscriminado de agroquímicos, presença de espécies invasoras, atividades cinegéticas desordenadas, que vão desde a caça para subsistência, com menor impacto, até ações predatórias para fomentar o comércio ilegal de animais silvestres, que atende a demanda urbana para o consumo de carne silvestre, levando a Amazônia a perder quase 6 milhões de toneladas de animais por ano (NASI; TABER; VAN VLIET, 2011; ABI-EÇAB, 2012). Além disso, a região sofre anualmente, nos períodos de seca, com uma alta taxa de desmatamento por meio de queimadas e retirada ilegal de madeira (GONÇALVES; DE CASTRO; CONAN, 2011; PRATES; BACHA, 2011).

Entre as ameaças elencadas, ressalta-se o comércio ilegal da fauna brasileira como um dos principais fatores que leva ao declínio populacional de muitas espécies, considerada a terceira atividade ilícita mais praticada no mundo, chegando a movimentar mais de 10 milhões de dólares por ano (ABDALLA, 2007). Outra grande ameaça à biodiversidade amazônica é a presença de espécies exóticas invasoras. Para melhor entendimento desta problemática, consideramos aqui espécies exóticas aquelas que ocorrem fora do seu habitat natural, com potencial de causar danos ao ambiente no qual são inseridas (DIAS et al., 2013; KUHNEN; KANAAN, 2014), problema este que pode ser agravado ou até mesmo causado pelo tráfico ilegal de animais silvestres.

A ocorrência de espécies exóticas invasoras é bem conhecida em grandes centros urbanos, áreas rurais, florestas equatoriais, unidades de conservação e nos mais diferentes biomas (LATINI; PETRERE, 2004; SÄUMEL; KOWARIK, 2010). Há no Brasil normativas que visam a proteção das espécies nativas através do controle de espécies invasoras, a exemplo da Resolução CONABIO nº 07, de 29 de maio de 2018, a Estratégia Nacional tem foco nas espécies que ameaçam ou impactam a diversidade biológica e busca apresentar uma visão integrada com outros setores afetados em função de prejuízos econômicos, questões de saúde pública e demais impactos sociais e culturais, porém, não existindo até o momento um esforço eficaz na divulgação de informações sobre métodos de controle (DECHOUM, 2009; MORO et al., 2012).

Com isso, as espécies exóticas invasoras constituem uma problemática que afeta a todos, visto que a sua presença no ambiente pode alterar a estrutura das comunidades de espécies nativas, inibir a regeneração de dessas espécies, além de também serem responsáveis pela propagação de doenças e parasitas (ANDRADE; FABRICANTE; OLIVEIRA, 2009; COLLEY; FISCHER, 2009; PROENÇA; DAL-FARRA; OSLAJ, 2015).

O trânsito das mais variadas espécies, sejam elas animais ou vegetais deram-se em larga escala a partir do grande tráfego das navegações ao redor do mundo, principalmente no período da descoberta da América (CUREAU, 2012). Tendo sido estas rotas de navegação criadas, passaram-se a transportar espécies de um local ao outro para fins alimentícios, uso comercial, paisagismo e até mesmo criação de animais de estimação, conhecidos atualmente como PETs (SHINE, 2008; SAMPAIO; SCHMIDT, 2014; LATINI et al., 2016).

A presença de espécies invasoras na Amazônia Brasileira indica a necessidade de alerta por parte dos órgãos ambientais e poder público, principalmente em áreas mais conservadas, onde o impacto dessas espécies para a biodiversidade é ainda mais preocupante. O Estado do Acre, por exemplo, possui mais de 80% de sua área com cobertura vegetal intacta (Floresta Amazônica) e conta com cerca de 50% de seu território composto por áreas protegidas e terras indígenas (LIRA; NASCIMENTO, 2012; FALLIS, 2013; MOURA, 2018), fato este que, aliado à presença de corredores ecológico que interligam diversos ambientes pode favorecer a dispersão dessas espécies indesejadas pelo estado e em território nacional. O registro da tartaruga-de-orelhas-vermelhas (*Trachemys scripta elegans*) no Acre, demonstra que mesmo Estados com características e ações conservacionistas realizadas nos últimos anos estão sujeitos à presença de espécies invasoras.

A *T. s. elegans* (Figura 1) possui grande potencial competitivo com outras espécies de quelônios (CADI; JOLY, 2003), além de ser uma das espécies invasoras que transporta parasitas helmínticos, que não eram encontrados em outras espécies até a sua introdução neste ambiente (HIDALGO-VILA et al., 2009). Além disso, a espécie compete por habitat e recursos alimentares com as espécies nativas e também possui maturação sexual rápida em comparação com espécies amazônicas (PEREZ-SANTIGOSA; DÍAZ-PANIAGUA; HIDALGO-VILA, 2008), características estas que tornam a tartaruga-de-orelhas-vermelhas uma espécie exótica invasora extremamente agressiva à biodiversidade Amazônica.



Figura 1. A esquerda um exemplar adulto de *T. scripta elegans* e a direita um exemplar juvenil.

Neste capítulo, discutimos os potenciais danos associados à presença desta espécie no estado do Acre, alertando para a presença de espécies exóticas invasoras na Amazônia brasileira com enfoque no levantamento realizado por Silva (2016), que constatou a presença da tartaruga-de-orelhas-vermelhas encontrada pelo Centro de Triagem de Animais Silvestres - CETAS, do IBAMA em Rio Branco, capital do Estado do Acre.

2. REVISÃO DE LITERATURA

O número de espécies exóticas invasoras de quase todos os grupos taxonômicos tem aumentado ininterruptamente em todo o planeta, sem nenhum sinal de que a taxa de

introdução ou surgimento de novas espécies exóticas invasoras esteja diminuindo (SEEBENS et al., 2017; PYŠEK et al., 2020). O aumento na presença de espécies exóticas invasoras pode ser atribuído a diversas causas, entre as quais podemos destacar o aumento das atividades humanas, modificações ambientais, o surgimento de novas vias de introdução de espécies, comércio, viagens entre longas distâncias e introduções intencionais, além disso, podemos citar como exemplo a entrada de plantas ornamentais e criação de animais de estimação como fatores que levam a chegada destas espécies em muitos locais (ELLIS et al., 2003; LEVINE; D'ANTONIO, 2003; SAMPAIO; SCHMIDT, 2014; SEEBENS et al., 2017).

Tratando-se de espécies exóticas invasoras, a CDB – Convenção sobre a Diversidade Biológica, tratado do qual o Brasil faz parte, aborda essa problemática em nível global, e tem como um de seus objetivos a realização de ações que impeçam a introdução dessas espécies, além de atuar no controle e erradicação das já existentes. A partir da CDB foi criada no Brasil a CONABIO – Comissão Nacional de Biodiversidade, em cujas competências está a implementação das políticas para conservação da biodiversidade, segundo os compromissos assumidos pelo Brasil junto à CDB (SAMPAIO; SCHMIDT, 2014).

Um dos eixos temáticos abordados pela CDB é a criação de instrumentos no Brasil voltados à prevenção, controle, erradicação, conhecimento e monitoramento de espécies invasoras. Alguns estados brasileiros, como o Rio Grande do Sul, possuem dados e lista das espécies exóticas invasoras que se encontram em seu espaço territorial, algo que ainda não existe à nível nacional, o que poderia nortear as ações de prevenção e controle dessas espécies em todo o país (INSTITUTO HÓRUS, 2016).

Quanto à prevenção, existem a Lei 9605/98 e o Decreto 3179/99 (Lei de Crimes Ambientais), que enfatizam a obrigatoriedade de parecer técnico e licenciamento ambiental para introdução de espécies exóticas em novo habitat; a Lei 9985/00 (SNUC), que proíbe a introdução de espécies exóticas em unidades de conservação; Decreto 24.114/34 (Defesa Sanitária Vegetal), que dispõe sobre importação e comércio de espécies exóticas; Resolução CONAMA 237, que rege sobre o Licenciamento de atividades e empreendimento com EEI (Espécies Exóticas Invasoras) e portarias e Instruções Normativas (INs) como a 93/98; Portaria 145/98 e Instrução Normativa 03/99 expedidas pelo IBAMA, que estabelecem normas em relação à fauna silvestre exótica.

Para o controle aplica-se também a Lei de Crimes Ambientais em seu artigo 37, além de instruções normativas específicas, como a instrução normativa que regulamenta o controle do javali (*Sus scrofa*, Linnaeus 1758) e das diversas normativas regionais que

regulamentam o controle do caramujo africano (*Achatina fulica*, Bowdich 1822), por exemplo. Para flora, destaca-se o código florestal como referência e marco legal, além de diversas Instruções Normativas que regulamentam o controle de plantas exóticas invasoras, principalmente em Unidades de Conservação, como as INs 03/16 e 20/18, ambas expedidas pelo IBAMA.

Podemos citar também outras ações de cunho legal, como legislações e acordos adotados pelo governo brasileiro, de modo a fortalecer as ações de prevenção, controle e monitoramento das espécies invasoras. São elas: Lei Nº. 9.712 de 20 de novembro 1998, Decreto Nº. 24.114 de 12 de abril de 1934, que aprovam o regulamento de Defesa Sanitária Vegetal. Decreto Nº. 1.355, de 30 de dezembro de 1994, a fim de promulgar a Ata Final que incorpora os resultados da Rodada Uruguaí de Negociações Comerciais Multilaterais do GATT (Acordo Geral de Tarifa Comercial); Decreto Nº. 5.351 de 21 de janeiro de 2005, trata da fiscalização e inspeção, controle do trânsito e certificação na área vegetal, e regulação; Decreto Nº. 885 de 31 de agosto de 2005; Instrução Normativa Nº. 1, de 15 de dezembro de 1998: regulamentação para material de pesquisa, doação e outros fins científicos; Instrução Normativa Nº. 38, de 14 de outubro de 1999: lista de pragas quarentenárias do Brasil; Instrução Normativa Nº. 26, de 12 de junho de 2001: manual de procedimentos operacionais de Vigilância Agropecuária; Instrução Normativa Nº. 23, de 2 de outubro de 2004: categorização de risco para produtos de origem vegetal, harmonização do Mercosul; Instrução Normativa Nº. 6, de 16 de maio de 2005.

Em relação à regulamentação de produtos vegetais passíveis de Análise de Risco de Pragas - ARP e outros requisitos fitossanitários, Portaria interministerial Nº. 290, de 15 de abril de 1996; Portaria Nº. 641 de 3 de outubro de 1995: diretivas para a análise de risco de pragas, padrões do Cosave (Comitê de Sanidade Vegetal). Acordos e convênios como: Convenção Internacional de Proteção dos Vegetais (CIPV) - (Garantir a proteção de plantas e produtos de plantas da ação de pragas), Acordo de Medidas Sanitárias e Fitossanitárias (SPS) - Regras referentes à sanidade de plantas e derivados no comércio internacional, Organização Internacional de Epizootias (OIE) - organização intergovernamental criada por um convênio internacional de 25 de janeiro de 1924, firmado por 28 países para garantir a transparência da situação zoonosológica no mundo, Normas Internacionais de Medidas Fitossanitárias (Nimfs) e Cosave. Acordos bilaterais com: Angola, Austrália, Argentina, Canadá, Chile, China, Colômbia, Coreia do Sul, Equador, Espanha, Estados Unidos, Hungria, Índia, Irã, Itália, México, Nova Zelândia, Países Baixos, Peru, Polônia, Reino Unido, República Tcheca, Romênia, Rússia, Uruguai e Venezuela, desenvolvidos e utilizados para

regulamentar o comércio de determinadas espécies exóticas, com foco sobre impacto de algumas espécies exóticas invasoras específicas (CONABIO, 2009). Foi instituído no Brasil em 03 de agosto de 2018, por meio da portaria SISBIO/MMA nº 3/2018, o Plano de Implementação da Estratégia Nacional para Espécies Exóticas Invasoras que apresentou um horizonte temporal de 6 anos e definiu as ações, os articuladores, colaboradores e prazos para a implementação de medidas que tinham como objetivo evitar a introdução e dispersão de espécies exóticas em território nacional.

Estudos sobre espécies invasoras no Brasil ainda são incipientes, o que evidencia a necessidade de maior atenção no estudo desta problemática. Segundo Sampaio e Schmidt (2014), no Brasil existem pelo menos 144 espécies invasoras, sendo 106 de plantas vasculares, 11 de peixes, 11 de mamíferos, cinco de moluscos, três de répteis, três de insetos, duas de cnidários, uma de anfíbio, uma de crustáceo, uma de isópoda (LEÃO et al., 2011; BIONDI; PEDROSA-MACEDO, 2008; ROSSA-FERES et al., 2011; SILVA; BARROS, 2011; THIENGO, MIYAHIRA, 2012; MACHADO et al., 2015; ROSA, 2015; EVANGELISTA, 2015; CABRAL, JÚNIOR, 2019).

T. s. elegans ocorre naturalmente no sistema de drenagem do baixo Mississippi ao sul dos Estados Unidos, e se destaca como uma das três espécies de répteis invasores presentes no Brasil. Essa espécie é conhecida pelo potencial de causar danos em relação a perda da biodiversidade aquática, quando introduzida em áreas fora de seu alcance natural, fator esse que caracteriza tal quelônio como uma das 100 espécies exóticas invasoras com maiores potenciais de danos à biodiversidade em escala global (O'KEEFFE, 2006).

Para entender um pouco como este quelônio tornou-se uma ameaça mundial, devemos observar a sua história como animal de estimação e uso doméstico nos Estados Unidos da América. Nos anos 70, *T. s. elegans* foi reproduzida em grande escala nos EUA para venda no mercado pet, devido à sua coloração atrativa e à facilidade de reprodução em cativeiro. Após a proibição do comércio de tartarugas nos EUA em 1975, alguns criatórios de quelônios voltaram sua produção para exportação, principalmente para Europa e Ásia, onde o mercado de filhotes de quelônios estava em expansão. A espécie mais exportada foi *T. s. elegans*, com a venda de mais de 50 milhões de indivíduos entre 1989 e 1997. Porém, com a proibição do comércio dessas espécies no mercado pet e com a inviabilidade de manter estes animais em criatórios particulares após atingirem seu tamanho adulto, estes animais começaram ser liberados em diferentes ambientes por criadores. A soltura desses animais por proprietários incapazes de abrigá-los quando atingem grandes tamanhos foi frequente em vários outros países (CADI; JOLY, 2004). No Brasil, a comercialização de *T. s.*

elegans é proibida desde 1998 (MARTINS; ASSALIM; MOLINA, 2014), porém, é confirmada a ocorrência desta espécie em boa parte do território brasileiro, nos municípios do estado de São Paulo (ROSSI; LOVATO; HOFLING, 2006; ARAÚJO, SOUZA, RUIZ-MIRANDA, 2008), Rio de Janeiro (SALLES; SILVA-SOARES, 2010), Espírito Santo (SILVA-SOARES et al., 2011), Santa Catarina (TORTATO; BRESSAN; KUNZ, 2014; SANTOS, 2015), Rio Grande do Sul (PAZINATO et al., 2013) e Distrito Federal (VIEIRA; COSTA, 2008), que possuem registros oficiais da espécie em seu território. No portal do Instituto Hórus, plataforma digital de Desenvolvimento e Conservação Ambiental, que reúne e disponibiliza bases de dados referentes a origem e características das espécies exóticas invasoras que ocorrem no Brasil, constam alguns registros para a região norte, nos estados do Tocantins, nos municípios de Palmas, Lajeado e Araguaína, e no Estado do Amazonas, na capital Manaus (Base de Dados I3N Brasil).

O Estado do Acre, caracterizado pela grande quantidade de unidades de conservação, destaca-se por apresentar um único registro de *T. s. elegans*, por Silva e colaboradores, em 2016, durante um trabalho de levantamento das espécies de animais silvestres recebidos pelo CETAS (Centro de Triagem de Animais Silvestres) de Rio Branco - Acre, entre os anos de 2010 e 2014, avaliando assim suas implicações conservacionistas.

Devemos ressaltar que, a criação dos CETAS teve como objetivo receber e tratar animais silvestres resgatados ou apreendidos pelos órgãos fiscalizadores, sendo estes nativos ou até mesmo exóticos como no caso da tartaruga-de-orelhas-vermelhas (SILVA et al., 2016). Se tratando da presença desta tartaruga na Amazônia brasileira, devemos observar que a chegada deste animal ao extremo ocidente brasileiro potencializa e aumenta o grau de alerta, devido aos diversos problemas associados à sua presença neste importante bioma (CHAME, 2008).

Os problemas e impactos associados à presença desta espécie exótica invasora na região podem ser minimizados com o uso de uma técnica conhecida como penectomia, sendo essa técnica uma alternativa para o controle reprodutivo de quelônios, por ser de baixo custo, eficiente e rápida, e tem como objetivo a remoção do pênis do animal, tornando inviável a reprodução da espécie (BOTELHO, 2016). Outra técnica que pode ser usada para minimizar os impactos causados por esta espécie é a chamada ovário-salpingectomia em vídeo assistido, realizada por meio do Acesso pré-femoral em *T. s. elegans*, sendo utilizada como método de controle populacional, este procedimento também é considerado efetivo, seguro e possui baixa frequência de complicações para o animal submetido a tal procedimento (ATAIDE, 2012).

Apesar de exótica, esta espécie ainda não é considerada uma espécie invasora no Estado do Acre, por isso, esforços no sentido de controle populacional deste animal devem ser conduzidos com o objetivo de impedir os futuros potenciais impactos causados pela espécie ao se tornar invasora em um novo ambiente.

3. CONSIDERAÇÕES FINAIS

A presença da tartaruga-de-orelhas-vermelhas (*T. s. elegans*) no bioma amazônico deve soar como um grande alerta, dado o potencial danoso que a espécie representa à biodiversidade mundial. Entre as ações necessárias, destaca-se a necessidade de realização de manejo e inventariamento adequado das espécies, para identificação precoce, para planejamento e implementação de medidas de controle e erradicação de espécies exóticas invasoras.

Se faz necessária a discussão desta problemática principalmente no âmbito das unidades de conservação, de forma a implementar ações efetivas de gestão para controle específico de espécies exóticas invasoras que tenham abrangência nacional, com ações de educação ambiental, monitoramento preventivo e sistemas de alerta eficazes. Estas ações devem ser pensadas para abranger todos os atores envolvidos na problemática, desde as comunidades locais, órgãos ambientais, gestores e órgãos de controle e fiscalização que sejam capazes de identificar demandas e realizar ações emergenciais para que possam verdadeiramente proteger esses ambientes.

Devemos expressar a necessidade de implantação de normas específicas para o controle de espécies invasoras, sejam essas da flora ou fauna. Alertas em relação à espécie *T. s. elegans* constituem-se como ações preventivas e efetivas, já que a prevenção e controle precoce de espécies invasoras se mostram muito mais eficazes e economicamente viáveis do que erradicação da mesma após estabelecida em um novo ambiente.

Vários trabalhos identificaram importantes recomendações e problemáticas para o referido controle, tais como necessidade de regulamentação legal para eutanásia de indivíduos exóticos invasores, quando não for possível ou viável outra destinação (ex.: canis, CETAS, devolução ao local de origem); a falta de recursos humanos para a realização de ações de controle; o fortalecimento de programas voluntários, estimulando a participação da sociedade local no controle e monitoramento; parcerias entre instituições de pesquisa e

comunidade civil organizada; criação de um fundo nacional de apoio a pesquisa, monitoramento e controle de bioinvasões; Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação do ICMBio trabalhem em parceria ou fomentando pesquisa.

Além disso, também se faz necessário um enfoque local, que pode ser dado por meio de parcerias entre UCs que enfrentam este problema e instituições técnicas e científicas para a realização de pesquisas que tenham como objetivo o levantamento e manejo de espécies exóticas invasoras no interior e zona de amortecimento de cada UC, visando um controle precoce destes animais.

4. REFERÊNCIAS

ABDALLA, A. V. D. **A PROTEÇÃO DA FAUNA E O TRÁFICO DE ANIMAIS SILVESTRES.** (Dissertação). Pós-Graduação, Curso de Mestrado em Direito. Universidade Metodista de Piracicaba – UNIMEP, p. 1–235, 2007.

ABI-EÇAB, P. C. Principais ameaças ao meio ambiente em terras indígenas. Planeta Amazônia: **Revista Internacional de Direito Ambiental e Políticas Públicas**, n. 3, p. 1-17, 2012.

AB'SABER, A. N. Bases para o estudo dos ecossistemas da Amazônia brasileira. **Estudos Avançados**, v. 16, n. 45, p. 7-30, 2002.

ANDRADE, L. A. D.; FABRICANTE, J. R.; OLIVEIRA, F. X. D. Invasão biológica por *Prosopis juliflora* (Sw.) DC.: impactos sobre a diversidade e a estrutura do componente arbustivo-arbóreo da caatinga no Estado do Rio Grande do Norte, Brasil. **Acta Bot. Bras**, v. 23, n. 4, p. 935-943, 2009.

ARAÚJO, R. M. D.; SOUZA, M. B. D.; RUIZ-MIRANDA, C. R. Densidade e tamanho populacional de mamíferos cinegéticos em duas Unidades de Conservação do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 98, n. 3, p. 391-396, 2008.

ATAIDE, M. W. **OVARIOSSALPINGECTOMIA VIDEOASSISTIDA VIA ACESSO PRÉ-FEMORAL EM TIGRE-D'ÁGUA-DE-ORELHA-VERMELHA (*Trachemys scripta elegans*).** (Tese) Programa De Pós-Graduação Em Ciências Veterinárias, Universidade Federal Do Rio Grande Do Sul Faculdade De Veterinária, p. 55, 2012.

ÁVILA-PIRES, T.C.S.; HOOGMOED, M.S.; VITT, L.J. **Herpetofauna da Amazônia.** In: L.B. Nascimento & M.E. Oliveira, eds. Herpetologia no Brasil II. Sociedade Brasileira de Herpetologia, Belo Horizonte, 2007.

AVILA-PIRES, T.C.S. et al. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Lagartos**, 2022. Disponível em: <<http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06/04/2022.

- AVILA-PIRES, T.C.S.; STURARO, M.J. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Quelônios e Jacarés**, 2022. Disponível em: <<http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06/04/2022.
- AYRES, J. M.; BEST, R. Estratégias para a conservação da fauna amazônica. **Acta amazônica**, v. 9, n. 4, p. 81-101, 1979.
- BASE DE DADOS I3N BRASIL. **Trachemys scripta**. Disponível em: <<http://bd.institutohorus.org.br/www/?p=bGBpNmkyas4tOXMkdC4vc3diCVJXFAcFBhVXH05NShdGQVY%2BOTJvMGU3NzI%3D>> Acessado em 13/09/2019.
- BIONDI, D; PEDROSA-MACEDO, J. H. Plantas invasoras encontradas na área urbana de Curitiba (PR). **Floresta**, v. 38, n. 1, 2008.
- BOTELHO, A. V. L. D. A. **A penectomia como técnica de controlo reprodutivo da espécie invasora *Trachemys scripta* em contexto zoológico**. 2016. (Tese). Universidade de Lisboa. Faculdade de Medicina Veterinária.
- CABRAL, A. C.; JÚNIOR, M. N. Fauna de cnidários do Ecossistema Babitonga: uma revisão crítica. **Revista CEPsul-Biodiversidade e Conservação Marinha**, v. 8, p. eb2019003, 2019.
- CADI, A.; JOLY, P. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis galloitalica*) and the introduced red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*). **Canadian Journal of Zoology**, v. 81, n. 8, p. 1392-1398, 2003.
- CADI, A.; JOLY, P. Impact of the introduction of the red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) on survival rates of the European pond turtle (*Emys orbicularis*). **Biodiversity & Conservation**, v. 13, n. 13, p. 2511-2518, 2004.
- CHAME, M. Espécies exóticas invasoras que afetam a saúde humana. **Ciência e Cultura**, v. 61, n. 1, p. 30-34, 2009.
- COLLEY, E.; FISCHER, M. L. Avaliação dos problemas enfrentados no manejo do caramujo gigante africano *Achatina fulica* (Gastropoda: Pulmonata) no Brasil. **Zoologia**, v. 26, n. 4, 2009.
- CONABIO. **Estratégia nacional sobre espécies exóticas invasoras**. Resolução CONABIO n.o 05, de 21 de outubro de 2009, p. 23, 2009.
- COSTA, H.C.; BÉRNILS, R.S. Répteis do Brasil e suas Unidades Federativas: Lista de espécies. **Herpetologia Brasileira**, v. 7, n. 1, p. 11-57, 2018.
- CRALL, A. W. et al. Improving and integrating data on invasive species collected by citizen scientists. **Biological Invasions**, v. 12, n. 10, p. 3419-3428, 2010.
- CUREAU, S. Recursos hídricos e biodiversidade - proliferação de espécies invasoras através de água de lastro. **Recursos hídricos e Biodiversidade**, v. 1, p. 1–11, 2012.

DECHOUM, MDS. Métodos e técnicas de erradicação e controle de espécies exóticas invasoras aplicáveis em unidades de conservação: as melhores práticas. **IX Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação (CBUC)**. Curitiba. 2009.

DIAS, J. et al. Invasive alien plants in Brazil: a nonrestrictive revision of academic works. **Nat Conserv**, v. 11, n. 1, p. 31-35, 2013.

ELLIS, E. C.; KAPLAN, J. O.; FULLER, D. Q.; VAVRUS, S.; GOLDEWIJK, K. K.; VERBURG, P. H.; KLEIN GOLDEWIJK, K.; VERBURG, P. H. sed planet: A global history. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 110, n. 20, p. 7978-7985, 2013.

EVANGELISTA, É. F. **POTENCIAL INVASOR DE SERPENTES EXÓTICAS NO BRASIL**. (Dissertação). Programa de Pós-graduação em Zoologia, da Universidade Estadual de Santa Cruz. 2015.

FALLIS, A. Efetividade de Gestão das Unidades de Conservação no Estado do Acre. **Journal of Chemical Information and Modeling**, v. 53, n. 9, p. 1689–1699, 2013.

FERREIRA, L. V.; VENTICINQUE, E.; ALMEIDA, S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. **Estudos avançados**, v. 19, n. 53, p. 157-166, 2005.

GONÇALVES, K. D. S.; CASTRO, H. A. D.; COHAN, S. D. S. As queimadas na região amazônica e o adoecimento respiratório. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, p. 1523-1532, 2012.

HIDALGO-VILA, J. et al. Helminth communities of the exotic introduced turtle, *Trachemys scripta elegans* in southwestern Spain: Transmission from native turtles. **Research in veterinary science**, v. 86, n. 3, p. 463-465, 2009.

HOOGMOED, M. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Caudata**, 2018. Disponível em: <<http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06/04/2022.

HOOGMOED, M.; GALATTI, U. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Anura**, 2022. <Disponível em: <http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06/04/2022.

HOOGMOED, M.; MACIEL, A.O. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Gymnophiona**, 2021. Disponível em: <<http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06/04/2022.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Área Territorial Brasileira**. Rio de Janeiro. 2019. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/ac/.html>> Acessado em 06/04/2022

INSTITUTO HÓRUS. CADERNO DE RESULTADOS II ESTRATÉGIAS E POLÍTICAS PÚBLICAS PARA O CONTROLE DE ESPÉCIES EXÓTICAS INVASORAS. **The British Journal of Psychiatry**, v. 1, n. 483, p. 1–53, 2016

KUHNEN, V. V.; KANAAN, V. T. Wildlife trade in Brazil: A closer look at wild pets welfare issues. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 1, p. 124-127, 2014.

LATINI, A. O. et al. **Espécies exóticas invasoras de águas continentais no Brasil**. Brasília: MMA, p. 791, 2016.

LATINI, A. O.; PETRERE, JR. M. Reduction of a native fish fauna by alien species: an example from Brazilian freshwater tropical lakes. **Drying Technology**, v. 19, n. 8, p. 1645–1659, 2004.

LEÃO, T. C. C et al. **Espécies exóticas invasoras no Nordeste do Brasil: contextualização, manejo e políticas públicas**. Centro de Pesquisas Ambientais do Nordeste e Instituto Hórus de Desenvolvimento e Conservação Ambiental. Recife, PE, p. 33, 2011.

LEVINE, J. M.; D'ANTONIO, C. M. Forecasting biological invasions with increasing international trade. **Conservation Biology**, v. 17, n. 1, p. 322-326, 2003.

LIRA, E. M. D.; NASCIMENTO, F. I. C. D. SISTEMA ESTADUAL DE ÁREAS NATURAIS PROTEGIDAS DO ESTADO DO ACRE: BASES PARA A SUSTENTABILIDADE AMBIENTAL. **Revista Brasileira de Ciências da Amazônia/Brazilian Journal of Science of the Amazon**, v. 1, n. 1, p. 99-103, 2012.

MACHADO, R., DALA-CORTE, R. B., CARVALHO-NETO, P., SILVA, E. B., & OTT, P. H. Ocorrência de peixes não-nativos no sistema estuarino-lagunar de Tramandaí, Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Eletrônica Científica da UERGS**, v. 1, n. 1, p. 37-43, 2015.

MARTINS, R. A.; ASSALIM, A. M.; MOLINA, F. B. The presence of the Red-eared slider, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838) (Testudines, Emydidae), an invasive species, in the Paraibuna river basin, Southeastern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, p. 437-441, 2014.

MOREIRA, H. M. **A importância da Amazônia na definição da posição brasileira no regime internacional de mudanças climáticas**. (Dissertação). Programa de Pós-Graduação em Relações Internacionais “San Tiago Dantas” (UNESOP, UNICAMP, PUC-SP). 2009.

MORO, M. F. et al. Alienígenas na sala: o que fazer com espécies exóticas em trabalhos de taxonomia, florística e fitossociologia. **Acta Botanica Brasilica**, v. 26, n. 4, p. 991-999, 2012.

MOURA, J. L. P. D. A Mercantilização da natureza em 20 anos de políticas de desenvolvimento sustentável no Acre (1998-2018). **Revista GeoAmazônia**, v. 6, n. 12, p. 33-52, 2018.

NASI, R.; TABER, A.; VAN VLIET, N. Empty forests, empty stomachs? Bushmeat and livelihoods in the Congo and Amazon Basins. **International Forestry Review**, v. 13, n. 3, p. 355-368, 2011.

O'KEEFFE, M. S. **Red-eared Slider Turtles in Australia and New Zealand: Status, Impacts, Management**. 2006. Disponível em: <<https://www.pestsmart.org.au/red-eared-slider-turtles-in-australia-and-new-zealand/>> Acessado em 06/04/2022

- OLIVEIRA, A. E. S. et al. Quem é quem diante da presença de espécies exóticas no Brasil? Uma leitura do arcabouço institucional-legal voltada para a formulação de uma Política Pública Nacional. **Ambient. soc.**, v. 12, n. 2, 2009.
- PAGLIA, A; P. et al. Lista Anotada dos Mamíferos do Brasil 2ª Edição/Annotated Checklist of Brazilian Mammals. **Occasional papers in conservation biology**, v. 6, p. 1-82, 2012.
- PAZINATO, D. M. M. et al. Diversidade de répteis em uma área da região central do Rio Grande do Sul. Brasil. **Perspectiva**, v. 37, n. 137, p. 115-122, 2013.
- PEREZ-SANTIGOSA, N.; DIAZ-PANIAGUA, C.; HIDALGO-VILA, J. The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of southern Europe. **Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems**, v. 18, n. 7, 2008.
- PRATES, R. C.; BACHA, C. J. C. Os processos de desenvolvimento e desmatamento da Amazônia. **Economia e Sociedade**, v. 20, n. 3, p. 601-636, 2011.
- PROENÇA, M D. S.; DAL-FARRA, R. A.; OSLAJ, E. U. Os reflexos do efeito antrópico sobre o ambiente nas percepções de estudantes das séries finais do ensino fundamental. **Pesquisa em Educação Ambiental**, v. 9, n. 2, p. 51-66, 2014.
- PRUDENTE, A.L.C.; DA SILVA, F.M. **Censo da Biodiversidade da Amazônia Brasileira – MPEG: Serpentes**, 2017. Disponível em: <<http://censo.museu-goeldi.br:8080/museugoeldi-web-1.2.0/paginas/index.xhtml>> Acessado em 06 de abril de 2022.
- PYŠEK, P.; HULME, P. E.; SIMBERLOFF, D.; BACHER, S.; BLACKBURN, T. M.; CARLTON, J. T.; et al. (2020). Scientists' warning on invasive alien species. **Biological Reviews**, 95, 1511–1534. <https://doi.org/10.1111/brv.12627>Pauchard,
- ROSSA-FERES, D. D. C. et al. Anfíbios do Estado de São Paulo, Brasil: conhecimento atual e perspectivas. **Biota Neotropica**, p. 47-66, 2011.
- ROSSI, S.; LOVATO, E.; RÖFLING, J. C. Aspectos biológicos da tartaruga-de-orelha-vermelha, *Trachemys scripta elegans* (Reptilia, Testudines, Emydidae), em cativeiro. **BIOIKOS Título não-corrente**, v. 20, n. 1, 2006.
- SALLES, R. D. O. L.; SILVA-SOARES, T. Répteis do município de Duque de Caxias, Baixada Fluminense, Rio de Janeiro, Sudeste do Brasil. **Biotemas**, v. 23, n. 2, p. 135-144, 2010.
- SAMPAIO, A. B.; SCHMIDT, I. B. Espécies exóticas invasoras em unidades de conservação federais do Brasil. **Biodiversidade Brasileira**, n. 2, p. 32-49, 2014.
- SANTOS, T. P. G. D. **Biologia de quelônios em uma lagoa no Parque Estadual da Serra do Tabuleiro**. Trabalho de conclusão de Curso. Universidade Federal de Santa Catarina. Centro de Ciências Biológicas. 2015.
- SÄUMEL, I.; KOWARIK, I. Urban rivers as dispersal corridors for primarily wind-dispersed invasive tree species. **Landscape and Urban Planning**, v. 94, n. 3-4, p. 244-249, 2010.

SEEBENS, H.; BLACKBURN, T. M.; DYER, E. E.; GENOVESI, P.; HULME, P. E.; JESCHKE, J. M.; et al. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. **Nature communications**, v. 8, n. 1, p. 1-9, 2017.

SHINE, C. **A toolkit for developing legal and institutional frameworks for invasive alien species**. Global Invasive Species Programme, Nairobi. 2008

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

SILVA, E. C. D.; BARROS, F. MACROFAUNA BENTÔNICA INTRODUZIDA NO BRASIL: LISTA DE ESPÉCIES MARINHAS E DULCÍCOLAS, DISTRIBUIÇÃO ATUAL E FUTURAS ATIVIDADES NA BTS. Programação de Seminário. **Oecologia Australis**. v. 12, n. 2, 2011.

SILVA, J. et al. Espécies silvestres alojadas no Centro de Triagem de Animais Silvestres/Acre: implicações conservacionistas. **Semina: Ciências Biológicas e da Saúde**, v. 37, n. 1, p. 63-76, 2016.

SILVA-SOARES, T.; SALLES, R.; ROCHA, C. Continental, insular and coastal marine reptiles from the municipality of Vitória, state of Espírito Santo, southeastern Brazil. **Check list**, v. 7, p. 290, 2011.

SIOLI, H. **Amazônia: fundamentos da ecologia a maior região de florestas tropicais**. 3ª edição. Petrópolis: Vozes. 1991. 71 p.

THIENGO, S. C.; MIYAHIRA, I. C. **Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle**. Redes Editora, Porto Alegre, p. 25-49, 2012.

TORTATO, M. A.; BRESSAN, R. F.; KUNZ, T. S. Reproduction of two exotic species of *Trachemys agassiz*, 1857 (Testudines, Emydidae) at Parque Estadual da Serra do Tabuleiro, state of Santa Catarina, southern Brazil. **Herpetology Notes**, v. 7, p. 11-15, 2014.

VIEIRA, C. S.; COSTA, M. E. M. D. Análise da estrutura populacional de *Trachemys scripta elegans* (Chelonia) no Parque Ecológico Olhos D'água–Brasília-DF. **Universitas: Ciências da Saúde**, v. 4, n. 1, p. 1-8, 2008.

ORGANIZADORES

Marcus Vinicius de Athaydes Liesenfeld



Graduado em Biologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (1998), mestre em Ecologia pela Universidade Estadual de Campinas (2002) e doutor em Ciências de Florestas Tropicais pelo INPA (2014). É professor na Universidade Federal do Acre - UFAC no Campus Floresta em Cruzeiro do Sul, atuando nos cursos de graduação e Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA). Desenvolve pesquisas na área de Ecologia, atuando principalmente nos seguintes temas: respostas morfológicas pós-fogo nas plantas, regeneração florestal, restauração dos ecossistemas, conservação da natureza, educação ambiental, percepção da natureza e invasões biológicas.

Rodrigo Medeiros de Souza



Graduado em Farmácia e em Tecnologias em Informática pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (2003), mestre em Gestão em Saúde pela Fundação Oswaldo Cruz (2009) e doutorado em Biologia da Relação Patógeno-Hospedeiro pela Universidade de São Paulo (2016). É professor na Universidade Federal do Acre - UFAC no Campus Floresta em Cruzeiro do Sul desde 2006, atuando nos cursos de graduação e Pós-Graduação como o de Ciências Ambientais (PPGCA/UFAC) e o de Ciências da Saúde na Amazônia Ocidental (PPGCSAO/UFAC). Desenvolve pesquisas na área de Ecologia, atuando principalmente nos seguintes temas: métodos de diagnóstico para malária, efeito da malária gestacional, biogeografia e incidência da malária do Juruá.

José Alessandro Candido da Silva



Graduado em Filosofia pela Universidade Católica de Brasília (2000) e em Pedagogia pela Universidade Federal do Acre (2003), mestre em Educação pela Universidade Federal Fluminense (2011) e doutorado em Educação pela Universidade Federal do Paraná (2015). É professor na Universidade Federal do Acre - UFAC no Campus Floresta em Cruzeiro do Sul, atuando nos cursos de graduação e Pós-Graduação como o de Ciências Ambientais (PPGCA/UFAC) e o de Ensino de Humanidades e Linguagens (PPEHL/UFAC). Desenvolve pesquisas na área de Ciências da Educação, Filosofia, Educação para as relações Étnico-Raciais e Fundamentos da Educação Indígena.

Edson Alves de Araújo



Graduado em Engenharia Agrônoma pela Universidade Federal do Acre (1988), mestre e doutor em Agronomia (Solos e Nutrição de Plantas) pela Universidade Federal de Viçosa (2000 e 2008). É professor na Universidade Federal do Acre - UFAC no Campus Floresta em Cruzeiro do Sul, atuando nos cursos de graduação e Pós-Graduação como o de Ciências Ambientais (PPGCA/UFAC). Desenvolve pesquisas na área de Gênese, Morfologia, Classificação e Levantamento de Solos, Relação Solo-Ambiente, Percepção Ambiental, Zoneamento, Uso da Terra, Recuperação de Áreas Degradadas e Manejo da Fertilidade do Solo.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Amazônia: 12, 13, 14, 17, 18, 20, 22, 26, 34, 43, 52, 56, 57, 76, 79, 80, 82, 83, 105, 129, 134, 135, 138, 140, 142, 146, 147, 148, 153, 160, 161, 162, 165, 167, 168, 169, 173, 174, 175, 176, 179, 180, 183, 184, 187, 196, 197, 203, 219, 223, 226, 229, 230, 234, 241, 243, 249, 267, 268, 269, 270 e 274.

América do Sul: 173 e 196.

Areia branca: 11, 12, 13, 14, 15, 16, 17, 18, 19, 20, 21, 43, 45, 48, 53, 64 e 66.

B

Biodiversidade: 22, 34, 56, 57, 65, 79, 81, 85, 88, 95, 96, 97, 101, 108, 114, 127, 140, 154, 155, 168, 173, 177, 184, 187, 206, 208, 216, 223, 248, 266, 267, 268, 269, 270, 271, 273 e 275.

C

Capital financeiro: 206, 207, 208, 209, 210, 211 e 216.

Castanheira: 247 e 249.

Concentração fundiária: 206 e 216.

Conhecimento: 20, 30, 36, 37, 66, 95, 97, 98, 105, 113, 114, 115, 119, 122, 141, 154, 213, 214, 219, 221, 222, 223, 224, 225, 248 e 271.

Conservação da natureza: 95.

D

Desmatamento: 11, 19, 22, 43, 45, 56, 78, 79, 80, 81, 86, 147, 148, 151, 152, 153, 154, 160, 162, 167, 168, 170, 174, 175, 176, 178, 180, 183, 184, 187, 212, 249 e 268.

Detecção de corpos d'água: 55.

Dinâmica socioambiental: 76.

E

Educação ambiental: 87, 105, 113, 120, 121, 122, 123, 223, 225 e 275.

Educação formal: 219, 223, 224 e 226.

Endemismo: 11, 44, 177 e 267.

Epidemiologia: 195.

Espécies alóctones: 95.

Espécies exóticas invasoras: 95, 97, 98, 101, 133, 266, 268, 269, 270, 271, 273, 275 e 276.

Estado do Acre: 33, 35, 45, 55, 57, 62, 103, 133, 135, 146, 148, 150, 152, 154, 162, 163, 164, 165, 167, 173, 175, 176, 178, 183, 184, 187, 203, 230, 250, 269, 270, 274 e 275.

Estradas: 80, 149, 150, 160, 161, 162, 164, 165, 166, 167, 168, 169, 170, 173, 175, 176, 177, 178, 179, 180, 183, 184 e 187.

F

Floresta amazônica: 12, 14, 64, 66, 121, 146 e 147 e 269.

Floresta ripária: 64 e 71.

Floresta tropical: 135, 146, 173 e 177.

Fogo: 11, 13, 19, 20, 22, 146, 147, 148, 149, 150, 153, 154, 220 e 249.

G

Germinação: 107, 247, 249, 251, 252, 253, 254, 257, 258, 260, 261, 262 e 263.

Governança social: 127 e 130.

Grau de conscientização: 113, 115, 116, 117, 118, 119, 120, 121 e 122.

I

Ictiofauna: 64, 66, 71, 235 e 243.

Impacto antrópico: 266.

Impactos ambientais: 43, 45, 47, 48, 51, 53, 76, 78, 83, 90, 161, 162, 169, 174, 175 e 212.

Incidência: 18, 65, 155, 176, 178, 179, 195, 196, 198, 200, 201, 202 e 203.

Itens alóctones: 64, 69 e 71.

M

Madeira: 13, 20, 22, 33, 43, 146, 150, 153, 154, 155, 180, 181, 184, 209, 211, 224, 231, 235, 248, 253 e 268.

Malária: 155, 179, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 201, 202 e 203.

O

Ocupação: 35, 57, 76, 77, 78, 79, 80, 81, 82, 83, 91, 116, 118, 210, 121, 122, 160, 161, 168 e 176.

P

Perfil social: 113.

Pesca artesanal: 229, 235 e 243.

Piscicultura: 55, 56, 57, 58, 59 e 62.

Pressão antrópica: 44, 148, 229, 234 e 268.

Produção de mudas: 133, 247, 249, 250 e 263.

Q

Quelônios: 266, 268, 270, 273 e 274.

R

Recursos hídricos: 26, 27, 28, 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 55, 56, 57, 76, 77, 78, 87, 88, 89, 90, 91, 173 e 177.

Rio Juruá: 35, 76, 78, 91, 99, 180, 197 e 231.

Rodovia: 67, 80, 169, 173, 174, 175, 176, 177, 178, 180, 181, 182, 183, 184, 186 e 187.

S

Segurança alimentar: 225, 229 e 243.

Segurança hídrica: 26, 36 e 37.

Sensoriamento remoto: 45, 55, 62 e 148.

Sentinel-2: 55 e 56.

SIG: 43, 45, 47, 52 e 53.

Soberania alimentar: 206, 207 e 216.

Sobreposição alimentar: 64.

Socio biodiversidade: 173.

U

Urbanização: 53, 76, 77, 78, 79, 81, 82, 83, 86, 90, 114, 128 e 230.

V

Vazão baixa: 26, 30, 31, 35 e 36.

Vegetação urbana: 127, 128, 129, 130, 131 e 132.

ISBN: 978-65-86283-76-1

QR



9 786586 283761

DOI: 10.35170/ss.ed.9786586283761