

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY
REVISTA BRASILEIRA DE ECOLOGIA

PublicationoftheEcologySocietyof Brasil

Editores: Dr. Julio Cesar Voltolini

Dra.Jézili Dias

Colectivo de Autores:

Mailing Adress

Rua do Matão – Travessa 14 – no.321

Cidade Universitária – São Paulo – SP

e-mail: contato @seb-ecologia.org.br

www.seb-ecologia.org.br

FICHA CATALOGRÁFICA

BrazilianJournalofEcology

Revista Brasileira de Ecologia

Vol1 Ano 20 – 2020

São Paulo – SP – EcologySocietyof Brasil

(Sociedade de Ecologia do Brasil)

Anual 2020

I EcologiaII Sociedade de Ecologia do Brasil

BRAZILIAN JOURNAL OF ECOLOGY

EcologySocietyofEcologu

Sociedade de Ecologia do Brasil

BOARD

Dra. SusiMissel Pacheco

Presidente

Dr. Marcelo Dutra da Silva

Vice-Presidente

Dr. Júlio Cesar Voltolini

Primeiro Secretário

Dr. Jonas Bernardes Bica

Segundo Secretário

Dra. Karla Conceição Pereira

Primeira Tesoureira

Dra. Bianca Schuiz Stone

Segundo Tesoureiro

Conselho Fiscal

Dra. Fernanda Maurer D'Agostini

Dra. Solange Ikeda Castrillon

Dra. Edisa Ferreira Inocência Nascimento

Conselho Consultivo

Dra. Simoni Maria Loverde Oliveira

Dra. Jézili Dias

Dr. Geraldo Magela Moraes Salvio

ASSESSOR BOARD

Dra. Karla Conceição Pereira – APTA -SP

Dr. Mauricio Lamano Ferreira - UNINOVE

Dra. Edisa Nascimento – SEB

Dra. SusiMissel Pacheco –Instituto Sauver

1 - Desafios na gestão de unidades de conservação federais brasileiras

Paulo Ricardo de Andrade Coimbra, Carolina Ribeiro Gomes, Geraldo Majela Moraes Salvio, José Emílio Zanzirolani de Oliveira

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sudeste de Minas Gerais - Campus Barbacena, Barbacena, MG

2 - Avaliação do processo de restauração de um fragmento de mata ciliar na região de Santa Maria, RS

Gilneia Mello do Amaral¹; Suzane B. Marcuzzo²; Andressa de Oliveira Silveira¹; Denise Ester Ceconi¹

1Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Centro de Tecnologia
(gmello808@gmail.com)

2Departamento de Ensino – Colégio Politécnico – Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria – RS – Brasil

3 - Como andam os lagartos com a mudança do clima? A performance fisiológica de *Glaucostictis littoralis* em diferentes temperaturas

Beatriz Nunes Cosendey¹, Barry Sinervo², Carlos Frederico Duarte Rocha¹, Donald Miles³, Patrícia Almeida-Santos¹, Paulo Nogueira-Costa⁴, Vanderlaine Amaral Menezes⁵

1Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, RJ

2University of California, Ecology&EvolutionaryBiologyDepartment, Santa Cruz, CA (in

memoriam) 3Ohio University, Center for EcologyandEvolutionaryStudies, Columbus, OH

4Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas,

Marabá, PA 5Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, Unidade de Biologia, Rio de Janeiro, RJ

4 - Ecologia trófica de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* (Characiformes, Characidae) em um riacho no município de Guajará, Amazonas

Fabricia da Silva Lima¹, Ana Luiza Costa Silva¹, Lucena Rocha Virgilio²

1- Universidade Federal do Acre, Laboratório de Ecologia Aquática, Cruzeiro do Sul, Acre.

E-mail: fabriacil2918s@gmail.com

2 - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre.

5 - Evidências parasitológicas em parques e bosques de Curitiba, Paraná

Anna Carolina BenattoLucca¹, Emily Carolainy Nunes de Oliveira¹, Edinalva Oliveira², Camila Nunes de Moraes Ribeiro¹

1Biomedicina, Universidade Positivo, Curitiba, PR. e-mail:

a_benato@hotmail.com

2Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral; e-mail: edinaoli@yahoo.com.br

6 - Primeiros registros de coruja-preta (Strixhuhula, Daudin, 1800) nas cidades de Valença e Vassouras no estado do Rio de Janeiro

Marc Alexandre Doria de Souza Petroff e Gabriela Carlos Mendes

Associação Nacional para Pesquisas, Conservação e Preservação de Strigiformes, Divisão de Pesquisa, Rio de Janeiro, RJ.

Desafios na gestão de unidades de conservação federais brasileiras

Challenges in the management of Brazilian federal parks

Paulo Ricardo de Andrade Coimbra, Carolina Ribeiro Gomes, Geraldo Majela Moraes Salvio, José Emílio Zanzirolani de Oliveira

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Sudeste de Minas Gerais - *Campus Barbacena*, Barbacena, MG

Resumo

A criação de Unidades de Conservação (UC) no Brasil é importante devido a ocupação desordenada do ambiente e o uso inadequado dos recursos naturais. Essa criação, direcionada à proteção ambiental, visou proteger a biodiversidade, sobretudo endêmica, nos locais compreendidos pelo Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza. A cada proposta de implementação de UC existem novos desafios de gestão, de planejamento e a inerente dificuldade de atingir os objetivos pelo qual foram criadas. No intuito de avaliar esses desafios de gestão das UC federais brasileiras compilou-se informações sobre planos de manejo, regularização fundiária, infraestrutura, formação dos gestores e conselhos gestores das UC dos grupos de Proteção Integral e de Uso Sustentável. A fonte de dados foi o Cadastro Nacional de Unidades de Conservação, disponibilizado pelo Ministério do Meio Ambiente. Percebeu-se que UC são estratégias de proteção da biodiversidade nacional, de interesse social, ambiental e científico, além de importantes nas economias locais. Nestas Unidades, a ausência de Planos de Manejo (em aproximadamente 68,62%) demonstrou fragilidade latente, sendo mais grave no grupo de Uso Sustentável (em aproximadamente 75,44%). Em 85,33% existem Conselho Gestor, com aumento relativo nos últimos anos. Detectou-se melhoria na infraestrutura das UC. Conclui-se que importantes serviços ambientais têm ocorrido nas UC e se forem necessárias novas Unidades deve-se atentar aos devidos aportes financeiros que permitam sua gestão.

Palavras-chave: Área Natural Protegida, SNUC, Parque Nacional.

Abstract

The creation of Conservation Units (UC) in Brazil is important because of the disorderly occupation of the environment and the inappropriate use of natural resources. This creation, directed to environmental protection, aimed at protecting biodiversity, particularly endemic to sites encompassing the National Nature Conservation Areas System. Each UC implementation proposal have new challenges of management, planning and the inherent difficulty of achieving the goals for which they were created. And in order to evaluate these management challenges of Brazilian federal UC is compiled information on management plans, land tenure regularization, infrastructure, training of managers and management boards of the UC groups of Integral Protection and Sustainable Use. The data source was the National Register of Conservation Units, made available by the Ministry of the Environment. It was noticed that UC are strategies for the protection of national biodiversity, of social, environmental and scientific interest, in addition to being important in local economies. In these Units, the absence of Management Plans (approximately 68,62%) demonstrated latent weakness, being more severe in the Sustainable Use group (approximately 75,44%). There is a Management Council in 85,33%, with a relative increase in recent years. Was detected improvement in the infrastructure of UC. In conclusion, important ecosystem services have taken place in the UC and if necessary new Units attention should be paid to appropriate financial contributions to enable its management.

Keywords: Natural Protected Area, SNUC, National Park.

INTRODUÇÃO

O estabelecimento de Áreas Protegidas (AP) é a principal estratégia mundial de conservação dos recursos naturais, ecossistemas e habitats (Jenkins & Joppa, 2009; Leroux *et al.*, 2010). No cenário de gestão destes espaços, há metas internacionais a cumprir visando a proteção da natureza. Os esforços de proteção da biodiversidade na década de 2011 a 2020 foram propostos em 2010 durante a 10ª Conferência das Partes, na Convenção sobre Diversidade Biológica ocorrida em Nagoya, Província de Aichi, no Japão. Nesta proposta, denominada Metas de Aichi, a de número 11 dispõe que até 2020 pelo menos 17% das áreas terrestres e 10% das áreas marinhas e costeiras estejam legalmente protegidas por meio de sistemas de AP geridas de maneira efetiva e equitativa, sendo ecologicamente representativas e satisfatoriamente interligadas (MMA, 2016).

O governo brasileiro, visando atender aos pactos internacionais assumidos, aumentou consideravelmente a área do território nacional protegido por Unidades de Conservação (UC). Importante assinalar que entre 2003 e 2007 o país criou 74% das áreas protegidas no mundo (Medeiros & Young, 2011). No contexto da América do Sul, o estudo realizado por Salvio & Gomes (2017) mostrou o avanço da cobertura protegida nos países. No início dos anos 2000, o Brasil protegia cerca de 15% do seu território, e em 2016, esse valor chegou a 17,2%. Em 2018, segundo dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC) o país possuía 18,6% do seu território protegido por UC (CNUC, 2019). Esse avanço, segundo Salvio & Gomes (2017), coincidiu com a criação dos sistemas, que se tornaram comuns a partir do final dos anos 1990 e início dos anos 2000. No Brasil, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) foi estabelecido em 2000, por meio da Lei nº 9.985 de 18 de Julho, com critérios, normas e objetivos da gestão das UC (Brasil, 2000). A criação dos sistemas de gestão representou passo fundamental na conservação dos ecossistemas e na manutenção da qualidade de vida do homem na terra, sendo o grande desafio em sua implementação o de assegurar a efetividade do manejo (Bezerra *et al.* 2018).

Na Lei do SNUC se determina os instrumentos capazes de sustentar a qualidade da gestão, por possuírem objetivos, funções e particularidades, que necessitam ser vistos e compreendidos de modo sistêmico, tais como Plano de Manejo e Conselho Gestor. Esse Sistema divide as UC em dois grupos, Proteção Integral e Uso Sustentável, que abrigam categorias de manejo com características específicas (Tabela 1) (Brasil, 2000). De acordo com o CNUC, em 2019 no Brasil haviam 1004 UC federais, 964 estaduais, 341 municipais, totalizando 2.309, sendo a área correspondente a 2.546.797 quilômetros quadrados (CNUC, 2019).

Apesar do aumento expressivo de Áreas Protegidas no Brasil em relação a outros países, sobretudo a partir da promulgação do SNUC, o Sistema ainda apresenta fragilidades (Salvio, 2017). Os desafios estão atrelados a fatores de ordem técnica e científica, de distribuição, de dimensão, mas sobretudo de escassez de recursos e instrumentos apropriados ao seu manejo. Os principais entraves são: não regularização fundiária, falta de recursos

financeiro e humano, deficiência de estruturas e instrumentos de gestão (como Planos de Manejos e Conselhos Gestores) (Medeiros, 2006).

Tabela 1 – Categorias de Unidades de Conservação (UC) presentes no grupo de Proteção Integral e de Uso Sustentável do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza no Brasil.

Sistema Nacional de Unidades de Conservação	
UC de Proteção Integral	UC de Uso Sustentável
Estação Ecológica	Área Proteção Ambiental
Reserva Biológica	Área de Relevante Interesse Ecológico
Parque Nacional (Estadual ou Natural Municipal)	Floresta Nacional (Estadual ou Municipal)
Monumento Natural	Reserva Extrativista
Refúgio de Vida Silvestre	Reserva de Fauna
	Reserva de Desenvolvimento Sustentável
	Reserva Particular do Patrimônio Natural

Fonte: Brasil (2000), adaptado.

Sobre o Plano de Manejo, a Lei nº 9.985/2000, estabeleceu que as Unidades de Conservação devem elaborá-lo no prazo de cinco anos após a data de criação da Unidade. Ainda, este Plano abrangerá a “área da unidade de conservação, sua zona de amortecimento e os corredores ecológicos, incluindo medidas com o fim de promover sua integração à vida econômica e social das comunidades vizinhas” (Brasil, 2000).

Para garantir a participação de grupos sociais na gestão das UC, o SNUC prevê a criação dos Conselhos Gestores. Tais Conselhos são regulamentados pelo Decreto 4.340, de 22 de agosto de 2002, com a afirmação no Capítulo V, Art. 17: “as categorias de Unidade de Conservação poderão ter (...) conselho consultivo ou deliberativo, sendo estes presididos pelo gestor da unidade de conservação” (Brasil, 2002). A partir de então, várias iniciativas estão sendo feitas por instituições e órgãos envolvidos na gerência desses locais, no intuito de dar concretude as disposições contidas nesta legislação. Todavia, a efetivação e o exercício dos conselhos gestores deparam com desafios diversos (Macedo, 2007).

Embora o Brasil tenha atingido a meta de conservação de Aichi, protegendo 18% do seu território continental e 26% de sua área marinha, falta ainda gerir efetivamente tais áreas (CNUC, 2020). Diagnóstico realizado pelo Tribunal de Contas em 2015 constatou que 59% das 453 UC analisadas encontravam-se com médio índice de implementação e gestão e 30% com baixo índice (TCU, 2015). No mesmo estudo, o TCU constatou que no continente Latino-americano, somente 54% das áreas analisadas encontram-se com índice médio de implementação e gestão. No continente, há destaque negativo para os planos de manejo, os quais receberam a avaliação mais baixa, tendo no Brasil a situação agravada pelo fato deste instrumento servir como pré-requisito legal à implementação de outras atividades nas Unidades. De acordo com Medeiros & Young (2011), a maior parte dos problemas existentes tem causa comum: insustentabilidade financeira das unidades de conservação, ou seja, recursos insuficientes de implantação e manutenção,

incluindo a criação de novas áreas. Os recursos alocados, infelizmente, não vêm acompanhando a expansão do sistema.

Reconhecendo o desafio proposto pela Convenção sobre a Diversidade Biológica, em 2004 esta adotou o Programa de Trabalho para as Áreas Protegidas – VII/28 – no qual os países signatários deveriam avaliar, até 2010, a efetividade de gestão de seus sistemas de áreas protegidas (CBD, 2004; IBAMA, 2007). Visando avaliar, em tempo, o estado das UC no Brasil, foi firmado trabalho conjunto entre o Ministério do Meio Ambiente (MMA), o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e a organização WWF-Brasil. Estes apresentaram os resultados de 292 UC avaliadas, sendo a efetividade de gestão: alta em 22,6% (66 UC), média em 46,2% (134 UC) e baixa em 31,2% (91 UC) (WWF Brasil & ICMBio, 2012).

De forma generalizada tem-se que considerar prioritária as ações relacionadas à melhoria no sistema como: investimento em infraestrutura, equipamentos e manutenção no intuito de melhorar as condições de trabalho; estabelecimento de políticas de recursos humanos que estimulem a permanência de servidores em locais remotos; determinação do número mínimo de pessoas na gestão de unidades; desenvolvimento de mecanismos de descentralização e captação de recursos de forma a garantir previsibilidade e constância. Em conjunto com estas ações encontram-se a formação dos gestores, as práticas de planejamento e os processos de gestão e também, com destaque, a necessidade da demarcação e regularização fundiária e a elaboração de planos de manejo (IBAMA, 2007).

OBJETIVOS

Analisar os desafios encontrados na gestão de Unidades de Conservação federais brasileiras nos aspectos relativos a planos de manejo, infraestrutura, regularização fundiária, formação dos gestores e conselhos gestores.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram pesquisadas informações qualitativas e quantitativas que retratavam os desafios na gestão das Unidades de Conservação federais brasileiras mediante o levantamento sistemático de dados secundários já disponíveis à consulta sobre planos de manejo, infraestrutura, regularização fundiária, formação dos gestores e conselhos gestores. As fontes foram *sites* oficiais do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e os Relatórios Parametrizados de cada UC federal inseridas no Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC). A complementação dos dados foi por meio de pesquisa documental em Planos de Manejo das UC e artigos, teses e livros.

As UC, de acordo com o grupo e a categoria, tiveram os dados tabulados sobre a infraestrutura, a formação dos gestores e os conselhos gestores. A apresentação dos dados seguiu Prodanov & Freitas (2013) e constitui-se de tabelas e figuras, com descrição e, por vezes, a porcentagem.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os benefícios detectados por este método foram: ampla cobertura de manifestações, fornecimento de arcabouço teórico, larga abrangência e baixo custo. Os resultados foram organizados inicialmente pelos Planos de Manejo e Conselho Gestor das UC federais, adicionando dados sobre biomas, regularização fundiária e formação acadêmica dos gestores.

Planos de Manejo e Conselho Gestor nas Unidades de Conservação Federais

No Brasil, dados do CNUC (2020) apresentam 149 UC federais de Proteção Integral, representando 501.163 km² de área protegida. Dessas, segundo ICMBio (2020a), 105 possuem Plano de Manejo e 44 não possuem. Dentre as 855 UC federais de Uso Sustentável que protegem 1.216.713 km², 670 são Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN), sendo que 210 possuem Plano de Manejo e 645 não possuem. Na Tabela 2 encontram-se dados sobre os Planos de Manejo das 1004 UC federais. Apesar da sua relevância, 68,62% das 1004 Unidades de Conservação federais brasileiras ainda não possuem este documento. Ao analisar isoladamente o grupo das Unidades de Uso Sustentável o resultado é de aproximadamente 75,44% sem Plano de Manejo.

Tabela 2 – Planos de Manejo nas Unidades de Conservação (UC) federais brasileiras por grupos.

Grupo de UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
Proteção Integral	105	(10,46%)	44	(4,38%)	149	(14,84%)
Uso Sustentável	203	(20,92%)	652	(64,24%)	855	(85,16%)
Total	305	(31,38%)	699	(68,62%)	1004	(100,00%)

Fonte: ICMBio (2020a), adaptado pelos autores.

Comparando com os dados de 2005 divulgados por Drummond, Franco & Ninis (2006), cerca de 53% das UC federais não possuíam Planos de Manejo, outras 21% estavam em fase elaboração, 2% em fase de revisão e somente 24% possuíam este documento atualizado. A ausência deste documento técnico coloca em ameaça as ações da Unidade, como o estabelecimento de seu zoneamento e demais instruções regulatórias do uso do espaço e do manejo dos recursos naturais (Milano, 2000; TCU, 2015), inclusive a implantação das estruturas físicas necessárias à gestão do território (TCU, 2015). Por isso, segundo Vasques (2008), este instrumento é obrigatório e auxiliar na gestão das UC, devendo ser elaborado a partir de dados da Unidade, de seu entorno e norteado nas peculiaridades socioambientais do local e em outras

informações relevantes. Este documento de gestão tem como premissa apontar possibilidades, normatizar e ordenar as ações no interior e entorno das Unidades de modo a proporcionar meios que atendam aos serviços ecológicos, científicos e socioeconômicos (Milano, 2001). Portanto, este serve também como referência na análise de gestão de uma UC.

Outra referência de gestão de UC é o Conselho Gestor. Considerando que as RPPN não possuem este Conselho, então deve-se retirar o total de 670 das 1004 UC federais e considerar apenas 334, sendo 149 de Proteção Integral e 185 de Uso Sustentável. Nestas, os Conselhos estão presentes em 285 (85,33%) (Tabela 3) (ICMBio, 2020b).

Tabela 3 – Conselho Gestor nas Unidades de Conservação federais brasileiras por grupos.

Grupo de UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
Proteção Integral	129	(38,62%)	20	(5,99%)	149	(44,61%)
Uso Sustentável (*)	156	(46,71%)	29	(8,68%)	185	(55,39%)
Total	285	(85,33%)	49	(14,67%)	334	(100,00%)

Fonte: ICMBio (2020b), adaptado pelos autores. (*) Foram desconsideradas as 670 RPPN, por não possuírem Conselho Gestor.

Comparando com os dados de 2005 divulgados por Drummond, Franco & Ninis (2006), do total de 277 UC federais (117 do grupo de Proteção Integral e 160 de Uso

Sustentável) somente 73 possuíam Conselho Gestor (26,35% do total). Destacando os dados de 2009, relatado por Machado, Costa & Vilani (2012), as UC federais tiveram

aumento na quantidade, atingindo 304 federais (131 de Proteção Integral e 173 de Uso Sustentável), mas apenas em 108 haviam Conselhos (35,53% do total). Em 2020 houve aumento percentual (85,33% do total possuíam Conselho) e as 226 UC com Conselho representaram mais que o dobro da quantidade de 2009 (que era 108). Esse aumento perceptível na quantidade de Conselhos Gestores em UC federais brasileiras realça a importância deste mecanismo de gestão,

embora Loureiro & Cunha (2008) citam que há dificuldades relacionadas ao seu funcionamento.

Em relação às categorias de manejo, as 149 UC de Proteção Integral se dividem em: Estação Ecológica, total de 30; Monumento Natural, 5; Parque Nacional, 74; Refúgio de Vida Silvestre, 9; Reserva Biológica, 31. A quantidade relativa de Planos de Manejo e de Conselho Gestor destas categorias encontram-se, respectivamente, nas Tabelas 4 e 5.

Tabela 4 – Planos de Manejo nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Proteção Integral.

Categoria UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
EE	21	(14,09%)	9	(6,04%)	30	(20,13%)
MN	1	(0,67%)	4	(2,68%)	5	(3,35%)
PN	57	(38,26%)	17	(11,41%)	74	(49,67%)
ReViS	2	(1,34%)	7	(4,70%)	9	(6,04%)
ReBio	24	(16,11%)	7	(4,70%)	31	(20,81%)
<i>Total (%)</i>	<i>105</i>	<i>(70,47%)</i>	<i>44</i>	<i>(29,53%)</i>	<i>149</i>	<i>(100,00%)</i>

Fonte: ICMBio (2020a), adaptado pelos autores.

Legenda: EE = Estação Ecológica; MN = Monumento Natural; PN = Parque Nacional; ReViS = Refúgio da Vida Silvestre; ReBio = Reserva Biológica.

Em 2020 percebe-se que 70,47% das UC federais do grupo de Proteção Integral possuem Planos de Manejo (Tabela 4). Considerando apenas os 74 Parques Nacionais, 57 possuem Plano de Manejo (equivalendo a 77,03% dos Parques). A categoria Parque é a mais antiga dentre as demais, com a primeira Unidade criada em 1934, mas ainda há os que não possuem Plano de Manejo, como o do Pico da Neblina, criado em 1979 no Amazonas (ICMBio, 2020a). De acordo com o TCU (2015), 36 Parques Nacionais foram fechados à

visitação e desses 19 (53%) não possuíam Plano de Manejo. Por outro lado, dos 33 Parques abertos, 28 (85%) possuíam esse Plano.

Em 2020, 129 das 149 UC federais de Proteção Integral possuíam Conselho Gestor, representando 86,59% (Tabela 5). Machado, Costa & Vilani (2012) relataram que em 2009 eram 26 Conselhos instituídos nas cinco categorias e em 2012 eram 100 UC com Conselho.

Tabela 5 – Conselho Gestor nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Proteção Integral.

Categoria UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
EE	26	(17,45%)	4	(2,68%)	30	(20,13%)
MN	2	(1,34%)	3	(2,01%)	5	(3,35%)
PN	67	(44,97%)	7	(4,70%)	74	(49,67%)
ReViS	7	(4,70%)	2	(1,34%)	9	(6,04%)
ReBio	27	(18,13%)	4	(2,68%)	31	(20,81%)
<i>Total (%)</i>	<i>129</i>	<i>(86,59%)</i>	<i>20</i>	<i>(13,41%)</i>	<i>149</i>	<i>(100,00%)</i>

Fonte: ICMBio (2020b), adaptado pelos autores.

Legenda: EE = Estação Ecológica; MN = Monumento Natural; PN = Parque Nacional; ReViS = Refúgio da Vida Silvestre; ReBio = Reserva Biológica

As UC federais de Uso Sustentável contam com 855 Unidades distribuídas em sete categorias das quais 206 possuem Plano de Manejo e 649 não (Tabela 6). É importante mencionar que a categoria Reserva de Fauna, prevista pelo SNUC (Brasil, 2000), não possui nenhuma Unidade. Destacando-se as Florestas Nacionais, por serem categoria antiga, 53 das 67 possuíam os Planos, equivalendo a 79,10%. Estes valores são relevantes se confrontados com

os de 2005 onde apenas 12% das Florestas Nacionais possuíam Planos de Manejo.

Considerando os dados da Tabela 6, onde se insere a Reserva Particular do Patrimônio Natural, tem-se que 24,09% possuem Plano de Manejo, mas se for avaliar somente as demais categorias o percentual torna-se 55,14% (102 das 185 UC de Uso Sustentável). Ao examinar os dados dessas UC federais quanto aos Planos de Manejo, percebe-se que a

situação é crítica. A importância dos referidos Planos ocorre devido a organização espacial da Unidade e das ações que possibilitam a inserção desta à vida socioeconômica das comunidades próximas. Muito deve ser realizado visando melhoria deste cenário. O planejamento e a gestão se tornam

efetivos quando os objetivos específicos relacionados à biodiversidade são claramente expressos no Plano de Manejo (IBAMA, 2007).

Tabela 6 – Planos de Manejo nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Uso Sustentável.

Categoria UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
RESEX	23	(2,69%)	43	(5,03%)	66	(7,72%)
RDS	1	(0,12%)	1	(0,12%)	2	(0,24%)
FLONA	53	(6,20%)	14	(1,64%)	67	(7,84%)
ARIE	4	(0,47%)	9	(1,05%)	13	(1,52%)
APA	21	(2,45%)	16	(1,87%)	37	(4,32%)
RPPN	104	(12,16%)	566	(66,20%)	670	(78,36%)
<i>Total (%)</i>	<i>206</i>	<i>(24,09%)</i>	<i>649</i>	<i>(75,91%)</i>	<i>855</i>	<i>(100,00%)</i>

Fonte: ICMBio (2020a), adaptado pelos autores.

Legenda: RESEX = Reserva Extrativista; RDS = Reserva de Desenvolvimento Sustentável; FLONA = Floresta Nacional; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; APA = Área Proteção Ambiental; RPPN = Reserva Particular do Patrimônio Natural. Foram consideradas as 670 RPPN e não citada a Reserva de Fauna por inexistir essa área.

Considerando as 1004 UC federais, tem-se 311 com Planos de Manejo (105 de Proteção Integral, Tabela 4; 206 de Uso Sustentável, Tabela 6), equivalendo a 30,98%. Estes dados comparados com os 24% obtidos por Drummond, Franco & Ninis (2006), no ano de 2005 demonstra a tendência de melhoria. Este aumento relacionado a todas as categorias se deve, em grande parte, à maior facilidade de se realizar o Plano de Manejo, pois na atualidade os Planos tem sido elaborados pelo próprio ICMBio, de acordo com D'Amico, Coutinho & Moraes (2018), e não por consultorias como era anteriormente.

Ainda sobre a Reserva Particular do Patrimônio Natural, esta possui gestão privada nas 670 unidades que necessitam ter o Plano de Manejo (Tabela 6), mas não o Conselho Gestor (Brasil, 2000), por isso não consta da Tabela 7. É importante mencionar que a Categoria Reserva de Fauna, prevista pelo SNUC (Brasil, 2000), não possui nenhuma Unidade. Assim, as cinco categorias restantes encontram-se representadas por 185 unidades na Tabela 7, tendo Conselho Gestor em 156 (84,32%) (ICMBio, 2020b). Já em 2018, eram 118 (66%) que possuíam o Conselho (MMA, 2018).

Tabela 7 – Conselho Gestor nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Uso Sustentável.

Categoria UC	Possuem		Não possuem		TOTAL	
RESEX	61	(32,97%)	5	(2,70%)	66	(35,67%)
RDS	2	(1,08%)	0	(0,00%)	2	(1,08%)
FLONA	58	(31,35%)	9	(4,87%)	67	(36,22%)
ARIE	7	(3,78%)	6	(3,24%)	13	(7,02%)
APA	28	(15,14%)	9	(4,87%)	37	(20,01%)
<i>Total (%)</i>	<i>156</i>	<i>(84,32%)</i>	<i>29</i>	<i>(15,68%)</i>	<i>185</i>	<i>(100,00%)</i>

Fonte: ICMBio (2020b), adaptado pelos autores.

Legenda: RESEX = Reserva Extrativista; RDS = Reserva de Desenvolvimento Sustentável; FLONA = Floresta Nacional; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; APA = Área Proteção Ambiental. Foram desconsideradas as 670 RPPN, por não possuírem Conselho Gestor.

A maior parte dos Conselhos Gestores são consultivos, porém, podem ser deliberativos como no caso das Reservas Extrativistas que, em 66 Unidades existentes desta categoria, 61 possuem os Conselhos deliberativos. No caso das Reservas de Desenvolvimento Sustentável, as duas possuem Conselho Gestor, sendo uma delas a de Itapuã-Baquiá, localizada em Gurupá, estado do Pará, cujo Conselho foi criado pela Portaria n° 46, de 05/06/2009 (Brasil, 2009).

Neste cenário, os Conselhos assumem função mais significativa por legitimar o perfil e a relação das famílias que usufruem dessas Unidades. Assim como o Plano de Manejo, o Conselho Gestor é mecanismo primordial na gestão eficiente de uma Unidade, pois dentre suas atribuições estão a elaboração de seu plano de ação e do regimento interno, bem como implementar e ratificar o próprio Plano de Manejo (Brasil, 2016).

O aumento na porcentagem de Conselhos deve refletir na melhor efetividade de gestão das UC. Entretanto, dados do TCU (2015) permitem notar que nas UC que possuíam conselho ele era pouco ou não atuante. Logo, ao existir de modo não efetivo, os conselhos deixam de ser mecanismos de governança que podem contribuir com a melhoria da gestão das áreas protegidas. Machado (2008), afirma que a atuação deste instrumento, quando realizada de modo efetivo, impõe permanente diálogo entre segmentos sociais e o Estado, na tomada de decisões e na efetivação de políticas de conservação dos recursos naturais. Deste modo, os Conselhos têm potencial de mitigar possíveis situações conflituosas a partir da implantação de Unidades, visto que busca integrá-las ao contexto no qual estão inseridas. Além disso, afirma o TCU (2015), os Conselhos Gestores das UC constituem importante ferramenta por envolver a participação da sociedade no estabelecimento de diretrizes e na gestão dessas áreas protegidas.

Considerando as 334 UC federais, tem-se 285 com Planos de Manejo (129 de Proteção Integral, Tabela 5; 156 de Uso Sustentável, Tabela 7), equivalendo a 85,33%. Estes dados comparados com os 58% citados em 2015 pelo TCU (2015) demonstra a tendência de melhoria em todas as categorias, o que auxilia pela gestão compartilhada da área.

Infraestrutura nas Unidades de Conservação federais brasileiras

Garantir recursos suficientes à implantação e manutenção das áreas naturais protegidas corresponde a uma das metas aprovadas pela Convenção sobre Diversidade Biológica. Visando preencher essa lacuna, segundo o Ministério do Meio Ambiente, por meio do Departamento de Áreas Protegidas, foi criado o Sistema de Projeção de Investimentos Mínimos para a Conservação (IMC). Este mecanismo consiste em uma série de planilhas de cálculo,

cujo objetivo é estimar gastos mínimos em infraestrutura e outras despesas essenciais à gestão do SNUC. Na projeção de custos foi utilizado o programa Minimum Conservation System (MICOSYS), sendo este ajustado à realidade brasileira (Brasil, 2016). Porém, grande parte das UC federais brasileiras não dispõem de tais investimentos, como pode ser observado nas informações apresentadas na Tabela 8.

Das 327 UC analisadas quanto aos 16 itens mencionados na Tabela 8, cerca de 20% possuem a infraestrutura e benfeitoria nas UC. Foi constatado que grande parte das UC federais brasileiras não dispõem de equipamentos básicos, sendo que cerca de 48% não haviam telefone, mais de 33% não haviam computador e cerca de 38% não tinham acesso à internet. Esta situação se reflete em muitos países e como exemplo na América do Sul, segundo Porurcq *et al.* (2017), na Colômbia os investimentos também são insuficientes ao gerenciamento das atividades básicas, sendo atribuído a cada Parque Nacional cerca de US\$ 100.000,00 por ano o que, em média, corresponde a menos de US\$ 0,50 por hectare de unidade protegida.

Considerando as UC de Proteção Integral, nas suas cinco categorias, quanto aos 16 itens relacionados à infraestrutura observa-se, na Tabela 9, a ausência dos itens em muitas categorias. Estas ausências ocorrem devido ao caráter próprio de cada tipo de categoria, mas pode servir também de parâmetro aos investimentos que são necessários. Importante notar que os dados se referem aos disponíveis no CNUC (2017) e que por vezes não contempla todas as UC de cada categoria.

Tabela 8 – Infraestrutura nas Unidades de Conservação federais brasileiras.

Comunicação e Benfeitorias	Situação			
	Possuem	(%)	Não Possuem	(%)
Abrigo	20	6,1	307	93,9
Alojamento	101	30,9	226	69,1
Camping	11	3,4	316	96,6
Centro de Visitantes	37	11,3	290	88,7
Computador	217	66,4	110	33,6
Estacionamento	40	12,2	287	87,8
Guarita	59	18,0	268	82,0
Hotel – Pousada	8	2,4	319	97,6
Internet	200	61,2	127	38,8
Laboratório	15	4,6	312	95,4
Lanchonete	13	4,0	314	96,0
Mirante	26	8,0	301	92,0
Portaria	43	13,1	284	86,9
Restaurante	7	2,1	320	97,9
Sede (no limite da UC)	84	25,7	243	74,3
Telefone	169	51,7	158	48,3
<i>Total (16 itens)</i>	<i>1050</i>	<i>20,1</i>	<i>4.182</i>	<i>79,9</i>

Fonte: CNUC (2017), adaptado pelos autores.

Avaliando a Tabela 9 em que somente 19% das 32 Estações Ecológicas existentes na esfera federal possuem laboratório, sendo que esta categoria possui como objetivo principal a realização de pesquisas científicas, conforme disposto na Lei do SNUC (Brasil, 2000). Sobre os Parques Nacionais, categoria que visa recreação e turismo ecológico, verifica-se que apenas 22% possuem centro de visitantes e somente 26% possuem portaria.

De acordo com Drumond, Franco & Ninis (2006), a média de visitantes registrados nos Parques Nacionais entre 1994 e 2003 superou 1,5 milhão de visitantes por ano. Dados de 2017 obtidos do ICMBio (Souza & Simões, 2018) apontam que o número de visitantes nos Parques Nacionais brasileiros atingiu a marca de 10,7 milhões de turistas por ano e que houve aumento de cerca de 20% em relação ao ano de 2016. Ainda citou que os Parques mais visitados foram: a) o da Tijuca, no estado do Rio de Janeiro, onde encontra-se o Cristo Redentor; b) o de Iguazu, no Paraná, onde encontra-

se as cataratas; c) de Jericoacoara, no estado do Ceará; d) Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha, em Pernambuco; e) o de Brasília, no Distrito Federal. Porém, o crescente aumento de visitantes não se associa com a melhoria na infraestrutura destas unidades. Dados sobre a infraestrutura da UC de Uso Sustentável são apresentados na Tabela 10.

Nas UC de Uso Sustentável, apenas 54% das unidades possuem computador, 48% acesso à internet e 40% telefone. Apesar de conquistas importantes como a criação do ICMBio em 2007, órgão gestor das Unidades de Conservação Federais, os avanços foram tímidos. Isso pode estar ligado, de certa forma, pelo fato de não se ter a preocupação de avaliar a origem dos problemas de gestão que são específicos de cada categoria de manejo, bioma e região (Medeiros, 2006).

Tabela 9 – Infraestrutura nas Unidades de Conservação de Proteção Integral.

Comunicação e Benfeitorias	PARNA (73 UC)	ESEC (32 UC)	REBIO (31 UC)	REVIS (8 UC)	MONA (3 UC)
Abrigo	4	4	3	-	-
Alojamento	28	18	23	-	-
Camping	10	1	-	-	-
Centro de Visitantes	16	3	8	-	-
Computador	59	27	27	4	3
Estacionamento	16	5	5	-	-
Guarita	22	10	9	-	-
Hotel – Pousada	3	-	-	-	-
Internet	57	26	24	4	3
Laboratório	3	6	5	-	-
Lanchonete	10	-	-	-	-
Mirante	19	1	1	-	-
Portaria	19	3	4	-	-
Restaurante	3	-	-	-	-
Sede (no limite da UC)	20	14	15	-	-
Telefone	51	20	20	3	2
<i>Total (16 itens)</i>	<i>340</i>	<i>138</i>	<i>144</i>	<i>11</i>	<i>8</i>

Fonte: CNUC (2017), adaptado pelos autores.

Legenda: PARNA = Parque Nacional; ESEC = Estação Ecológica; REBIO = Reserva Biológica; REVIS = Refúgio de Vida Silvestre; MONA = Monumento Natural

Regularização Fundiária nas Unidades de Conservação federais brasileiras

É fato explícito que a política de regularização fundiária nas Unidades de Conservação federais brasileiras, não obteve a prioridade necessária. Os dados na Tabela 11 permitem inferir quão crítica é essa conjuntura, pois, em média, apenas 17,9% das UC federais estão totalmente regularizadas. No que se refere à regularização fundiária, esta pode ser tratada como uma série de medidas cujo intuito é regularizar as ocupações em Unidades de Conservação. A Lei 9.985/2000 dispõe que de acordo com a categoria da UC é determinado se a mesma deve ser constituída por áreas de posse e domínio público, particulares ou ambos (Brasil, 2000).

Os princípios contidos nos propósitos da conservação podem contrastar com as percepções das populações inseridas no interior e entorno das Unidades, resultando em conflitos, pela capacidade limitada de muitos países em impor os regulamentos existentes (Chapin, 2004). No Brasil, a situação se reproduz, pois grande parte das UC não possuem questão fundiária resolvida, sendo considerada como importante no processo de efetiva implementação da Unidade. De acordo com Drummond, Franco & Ninis (2006), no país, “o padrão histórico de fraco controle governamental sobre as terras e sobre os usos dos recursos naturais conexos têm contribuído para criar e perpetuar inúmeros problemas sociais, administrativos e judiciais”.

Tabela 10 – Infraestrutura nas Unidades de Conservação de Uso Sustentável.

Comunicação e Benfeitorias	RESEX (62 UC)	RDS (02 UC)	FLONA (67 UC)	ARIE (16 UC)	APA (33 UC)
Abrigo	5	-	3	-	1
Alojamento	6	-	17	3	6
Camping	-	-	-	-	-
Centro de Visitantes	-	-	6	1	3
Computador	39	-	37	5	16
Estacionamento	1	-	9	1	3
Guarita	6	-	12	-	-
Hotel – Pousada	4	-	1	-	-
Internet	34	-	31	6	15
Laboratório	-	-	1	-	-
Lanchonete	2	-	1	-	-
Mirante	2	-	2	-	1
Portaria	1	-	13	1	2
Restaurante	2	-	1	-	1
Sede (no limite da UC)	9	-	18	2	6
Telefone	27	-	28	4	14
<i>Total (16 itens)</i>	<i>138</i>	<i>0</i>	<i>180</i>	<i>23</i>	<i>68</i>

Fonte: CNUC (2017), adaptado pelos autores.

Legenda: RESEX = Reserva Extrativista; RDS = Reserva de Desenvolvimento Sustentável; FLONA = Floresta Nacional; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; APA = Área Proteção Ambiental.

Tabela 11 – Regularização Fundiária nas Unidades de Conservação federais brasileiras por grupos.

Situação	Proteção Integral (%)	Uso Sustentável	<i>Total (% média)</i>	
Não informado	58	116	174	(52,0%)
Não regularizado	33	19	52	(15,5%)
Parcialmente regularizado	30	19	49	(14,6%)
Totalmente regularizado	29	31	60	(17,9%)
<i>Total</i>	<i>150</i>	<i>185</i>	<i>335</i>	<i>(100,0%)</i>

Fonte: CNUC (2018), adaptado pelos autores.

A regularização territorial e os conflitos advindos desta, tem se mostrado como revés na implementação das Unidades de Conservação, principalmente as de uso restrito, comprometendo sua eficácia na preservação do meio ambiente, tanto no Brasil quanto em outras partes do mundo (Chapin, 2004; Drummond; Franco & Ninis, 2006).

Comparando os dados de 2020 com o de anos anteriores, tem-se Luezinger (2002) que relata no Brasil, em 2002, cerca de 36% das UC de uso indireto possuíam habitantes em seu interior, sendo 51% dos Parques Nacionais, 26% das Reservas Biológicas e 28% das Estações Ecológicas. Em 2005, de acordo com Drummond, Franco & Ninis (2006), das 231 UC cujas categorias exigem ser de domínio público, 157 eram consideradas não regularizadas, 50 parcialmente regularizadas e apenas 24 regularizadas.

Na Tabela 12 encontram-se os dados relacionados à questão fundiária nas categorias de manejo de Proteção Integral. Constatou-se que cerca de 8% dos Parques Nacionais brasileiros possuem situação fundiária totalmente regularizada, 26% parcialmente regularizada, 23% não regularizada e 43% não apresentam informações. De acordo com dados do IBAMA e ICMBio, em 2009, dos 64 Parques Nacionais existentes nenhum apresentava situação fundiária totalmente regularizada. Além disso, 53% apresentavam questão fundiária não regularizada, 28% parcialmente regularizada e 19% não apresentavam informação (Kury, 2009).

Tabela 12 – Regularização Fundiária nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Proteção Integral.

Situação	PARNA	ESEC	REBIO	REVIS	MONA	Total	
Não informado	32	7	8	6	4	57	(38%)
Não regularizado	17	7	8	1	0	33	(22%)
Parcialmente regularizado	19	6	5	0	0	30	(20%)
Totalmente regularizado	6	11	10	2	1	30	(20%)
<i>Total</i>	<i>74</i>	<i>31</i>	<i>31</i>	<i>9</i>	<i>5</i>	<i>150</i>	<i>(100%)</i>

Fonte: CNUC (2018), adaptado pelos autores.

Legenda: PARNA = Parque Nacional; ESEC = Estação Ecológica; REBIO = Reserva Biológica; REVIS = Refúgio de Vida Silvestre; MONA = Monumento Natural

É importante ressaltar que as pendências de regularização fundiária e fragilidades na demarcação e sinalização são fatores que impedem a consolidação territorial das AP. Dados do TCU (2015) demonstram relevantes pendências de regularização fundiária e de consolidação de seus limites, impactando negativamente na gestão desses territórios e gerando conflitos pela posse e uso da terra. Apesar da diminuição de Unidades de Proteção Integral não regularizadas, nota-se considerável aumento de Unidades que não possuem dados referentes à questão, o que presumivelmente demonstra a falta de prioridades com a categoria mais antiga do sistema.

Cabe evidenciar que de acordo com o disposto na Lei nº 9.985/2000, as categorias Refúgio da Vida Silvestre e Monumento Natural não demandam por dominialidade pública, podendo ser constituídas por áreas particulares “desde que seja possível compatibilizar os objetivos da unidade com a utilização da terra e dos recursos naturais do local pelos proprietários” (Brasil, 2000). As informações referentes à situação fundiária nas categorias de manejo que fazem parte do grupo de Uso Sustentável se encontram na Tabela 13.

As Reservas Extrativistas (RESEX) encontram-se em grande parte na região Norte, aproximadamente 70%, com destaque ao estado do Pará, com 23 Unidades. Das 66 Reservas, apenas dez encontram-se totalmente regularizadas, sendo sete localizadas na região Norte e o restante nas regiões Nordeste, Sudeste e Sul, com uma Unidade em cada. Dados de 2005, apresentados por Drummond, Franco & Ninis (2006), revelaram que do grupo de UCs de Uso Sustentável, a categoria Reserva Extrativista possuía somente duas Unidades totalmente regularizadas, de um total de 43.

Com relação às categorias de manejo Área de Proteção Ambiental (APA) e Área de Relevante Interesse Ecológico (ARIE), a legislação também não exige dominialidade pública, podendo ser constituídas também por terras privadas. Destaca-se que “respeitados os limites constitucionais, podem ser estabelecidas normas e restrições para a utilização de uma propriedade privada localizada em seu interior” (Brasil, 2000). Inexiste inter-relação entre o ano de criação da Unidade e seu nível de regularização fundiária. Tal problemática é algo que sempre esteve presente na política ambiental do país e, não tem sido tratada com a devida atenção que requer, sendo provavelmente o mais difícil entrave a ser solucionado nas UC federais brasileiras.

Tabela 13 – Regularização Fundiária nas Unidades de Conservação federais brasileiras de Uso Sustentável.

Situação	Categoria					Total Unidades
	RESEX	RDS	FLONA	ARIE	APA	
Não informado	32	2	40	11	31	116
Não regularizado	11	0	7	0	1	19
Parcialmente regularizado	13	0	3	0	3	19
Totalmente regularizado	10	0	17	2	2	31
TOTAL	66	2	67	13	37	185

Fonte: CNUC (2019), adaptado pelos autores.

Legenda: RESEX = Reserva Extrativista; RDS = Reserva de Desenvolvimento Sustentável; FLONA = Floresta Nacional; ARIE = Área de Relevante Interesse Ecológico; APA = Área Proteção Ambiental.

Formação acadêmica dos gestores das Unidades de Conservação federais brasileiras

Outro fator primordial nas Unidades de Conservação federais brasileiras são os recursos humanos e sua formação acadêmica. Dados obtidos em 2018 sobre a formação acadêmica de 181 gestores (do total de 335 Unidades) encontram-se no Figura 1. Observou-se que quase 50% dos gestores pesquisados possuem formação em Ciências

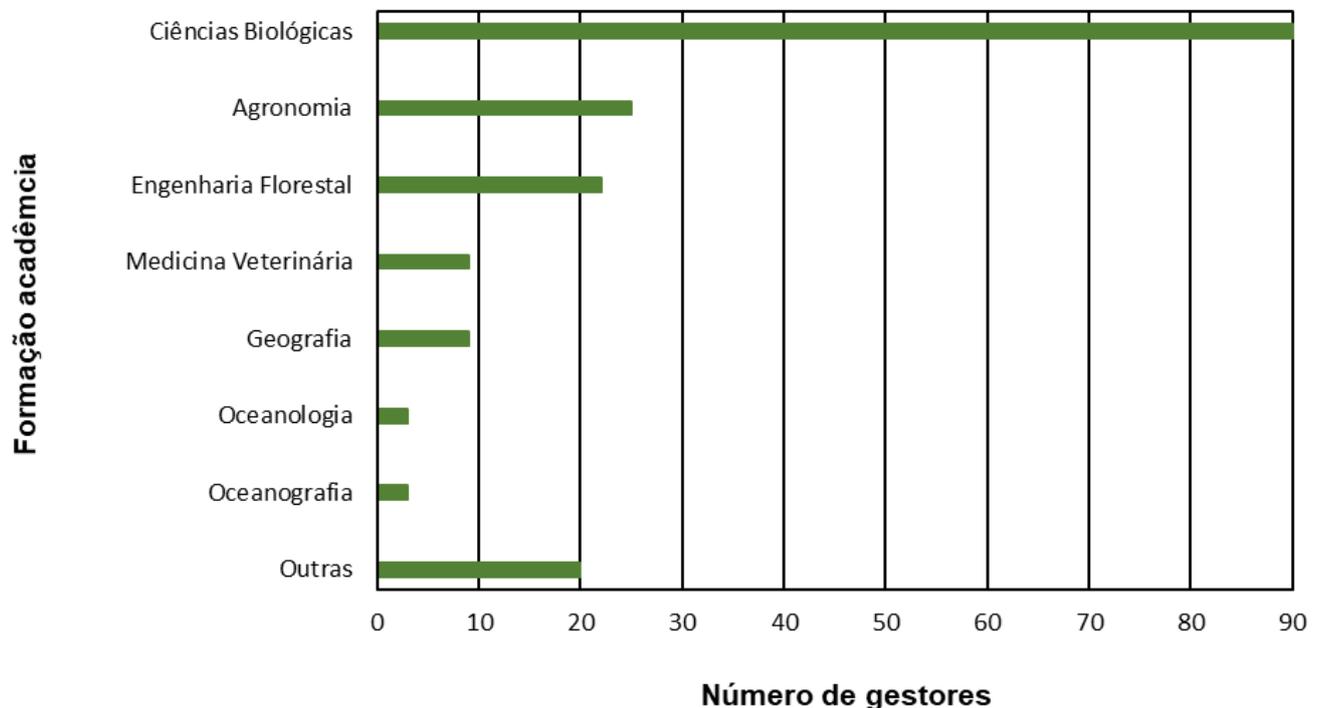
Biológicas. Além desses, os formados em Agronomia eram 14%, em Engenharia Florestal eram 12%, em Medicina Veterinária eram 5%, em Geografia eram 5%, em Oceanologia eram aproximadamente 2% e este mesmo percentual os formados em Oceanografia. Há também gestores com formação em Administração, Direito, Educação Física, Engenharia Ambiental, Engenharia Civil, Engenharia Química, Pedagogia, entre outras.

Os gestores desses espaços são importantes atores dentro do sistema e, segundo Faria & Pires (2013, p. 39), é fundamental “que o chefe da UC seja bem capacitado e apto a exercer plenamente seu direito, autoridade e saberes”. Em 2014, Mattar *et al.* (2018), haviam 1.381 agentes no ICMBio e 96% atuavam diretamente na gestão das UC e os demais encontravam-se nas sedes regionais do instituto.

Em pesquisa semelhante, relacionada a formação dos gestores de Unidades de Conservação do sistema estadual de áreas protegidas em Minas Gerais, Alves *et al.* (2011, p. 354), constatou que “a formação profissional dos gerentes das UC de Minas Gerais abrange doze áreas, com destaque para Biologia com 45,6%, e Agronomia, Engenharia

Florestal e Geografia com 6,5% cada uma”. Em ambos os casos, é possível verificar predomínio das ciências naturais, notadamente a Biológica. Segundo Diegues (2001, p.125), os profissionais com origem de formação nesta área, em geral, são influenciados pela ideologia preservacionista, com origem nos Estados Unidos, onde qualquer ação do homem diante da natureza seria prejudicial. Mesmo a formação acadêmica dos gestores podendo exercer influência na administração das Unidades, este diagnóstico possui limitações diante do grau de complexidade que envolve a gestão de uma UC. Portanto, considerar somente este fator seria demasiado simplista.

Figura 1 – Formação acadêmica dos gestores das Unidades de Conservação federais brasileiras.



Fonte: CNUC (2018), adaptado pelos autores.

CONCLUSÃO

O conjunto de Unidades de Conservação desempenha função singular nas estratégias de proteção da biodiversidade nacional. Estes espaços são importantes no desenvolvimento das economias locais, principalmente nas Unidades de Uso Sustentável, como também por meio de atividades turísticas. Além disso, inúmeras pesquisas científicas e programas de educação ambiental são desenvolvidos no interior destes locais. Então, as Unidades são imbuídas de relevante missão socioambiental.

Sobre o Plano de Manejo, é possível notar que o conjunto de Unidades de Conservação exibe fragilidades pela sua ausência em aproximadamente 68,62% destas Unidades. Notório enfatizar que a legislação determina que se crie o

Plano de Manejo no máximo em cinco anos após a data de sua criação. Ao analisar isoladamente o grupo das Unidades

de Uso Sustentável o resultado chega a aproximadamente 75,44%.

Da mesma forma que o Plano de Manejo, o Conselho Gestor é instrumento essencial na gestão transparente e eficiente de uma UC, além de serem locais de comunicação e compartilhamento de ideias entre representantes de órgãos governamentais e da sociedade civil. Das 334 Unidades objetos deste estudo, cerca de 285 (cerca de 85,33%) possuem Conselho Gestor. Apesar do aumento de Conselhos Gestores nos últimos anos, muitas Unidades ainda não dispõem deste importante dispositivo obrigatório.

A infraestrutura necessária ao bom funcionamento das UC federais é precária, sendo necessário melhorias visando atender aos propósitos a que tais unidades foram criadas.

A partir da análise sobre a questão fundiária nas Unidades de Conservação federais, notou-se que ainda não há a prioridade

necessária, sendo elevado o número de UC com pendências fundiárias e, muitas dessas criadas há décadas. Grande parte das UC federais brasileiras não dispõem de recursos suficientes voltados à regularização fundiária. Do mesmo modo, são insuficientes os investimentos em equipamentos, infraestrutura e pessoal.

Portanto, depreende-se que as UC federais brasileiras carecem de investimentos significativos que assegurem seus relevantes serviços de proteção e conservação da biodiversidade brasileira, diante das largas ameaças que esta vem suportando. Entretanto, a implementação destas áreas já existentes, não pode ser subterfúgio que impossibilite a criação de novas Unidades, pois corre-se o risco de perder com a sanha do sistema capitalista de produção os relevantes espaços do ponto de vista ecológico.

Ao identificar e analisar os principais problemas enfrentados na gestão das UC percebe-se que há lacunas, informações esparsas e os desafios são muitos. Deste modo, a base de dados desta pesquisa poderá subsidiar estudos subsequentes que dialoguem com a temática, acrescentando outras perspectivas que possam melhorar a gestão dessas Unidades.

REFERÊNCIAS

ALVES, R. G.; REZENDE, J. L. P.; BORGES, L. A. C.; FONTES, M. A. L.; ALVES, L. W. R. Perfil e percepção dos chefes de Unidades de Conservação do Sistema Estadual de Áreas Protegidas de Minas Gerais. **Sociedade & Natureza**, Uberlândia-MG, v. 23, n. 2, p. 345-360, 2011.

BEZERRA, G. S. C. L.; CARVALHO, R. M. C. M. O.; LYRA, M. R. C. C.; FRUTUOSO, M. N. M. A.; BRANDÃO, S. S. F. Política Pública e o desafio da participação social na gestão de Unidades de Conservação. **Holos**, Natal-RN, n. 34, v. 6, p. 117-129, 2018.

BRASIL. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. **Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação SNUC) e dá outras providências**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília-DF, 19 jul. 2000. Seção 1, p. 45-48.

BRASIL. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002, **Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília-DF, 22 ago. 2002.

BRASIL. Portaria nº 46, de 05 de junho de 2009. Cria o **Conselho Deliberativo da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Itatupã-Baquiá e dá outras providências**. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Brasília-DF, 8 jun. 2009. Seção 1, p. 90.

BRASIL. **Ministério do Meio Ambiente. Sustentabilidade Financeira**. Brasília, DF, 2016. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/sistema-nacional-de-ucs-snuc/sustentabilidade-financeira>. Acesso em: 25 maio 2019.

CBD – Convention on Biological Diversity. Decision adopted by the conference of the parties to the convention on biological diversity at its seventh meeting - Protected areas (Articles 8 (a) to (e)). Kuala Lumpur, 9-20 and 27 February 2004. Agenda item 24. Disponível em: <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-07/cop-07-dec-28-en.pdf>. Acesso em 22 ago. 2020.

CHAPIN, M. A challenge to conservationists. **World Watch Magazine**, Washington-DC, v. 17, n. 6, p. 17-31, 2004.

CNUC. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação: base de dados do Brasil**. Dados selecionados de 2018. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 18 abr. 2019.

CNUC. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação: base de dados do Brasil**. Dados selecionados de 2019. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 28 abr. 2019.

CNUC. **Cadastro Nacional de Unidades de Conservação: base de dados do Brasil**. Dados selecionados atuais, em 2020. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/areas-protegidas/cadastro-nacional-de-ucs>. Acesso em: 28 abr. 2020.

D'AMICO, A. R.; COUTINHO, E. O.; MORAES, L. F. P. (orgs.). **Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais**. Brasília, DF: ICMBio, 2018.

DIEGUES, A. C. S. **O mito moderno da natureza intocada**. São Paulo: Hucitec, 2001.

DRUMMOND, J. A.; FRANCO, J. L. A.; NINIS, A. B. **O estado das Áreas Protegidas do Brasil - 2005**. Brasília, DF: MMA, 2006. 200 p. Disponível em: <http://www.academia.edu.br>. Acesso em: 21 maio 2019.

FARIA, H. H.; PIRES, A. S. Implicações dos Conselhos Consultivos na gestão das Unidades de Conservação. **Revista Fórum Ambiental da Alta Paulista**, São Paulo-SP, v. 9, n. 3, p. 33-53, 2013.

IBAMA. **Efetividade de gestão das unidades de conservação federais do Brasil**. Ibama, WWF-Brasil. Brasília, DF: Ibama, 2007. 96 p.

ICMBio. **Planos de Manejo de Unidades de Conservação Federais**. Disponível em: <http://dados.gov.br/dataset/planos-de-manejo-de-unidades-de-conservacao-federais>. Última atualização: 8 de Julho de 2020, 11:30 (UTC-03:00). Acesso em: 23 ago. 2020.

ICMBio. **Conselho Gestor das Unidades de Conservação Federais**. Disponível em: <http://dados.gov.br/dataset/conselho-gestor-das-unidades-de-conservacao-federais>. Última atualização: 21 de maio de 2020, 13:30 (UTC03:00). Acesso em: 23 ago. 2020b.

JENKINS, C. N.; JOPPA, L. Expansion of the global terrestrial Protected Area System. **Biological Conservation**, Essex, v. 142, n. 10, p. 2166–2174, 2009.

KURY, K. A. **Regularização fundiária em Unidades de Conservação: o caso do Parque Estadual do Desengano/RJ**. 2009. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) - Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Fluminense, Campos dos Goytacazes/RJ, 2009.

LEROUX, S. J.; KRAWCHUK, M. A.; SCHMIEGELOW, F.; CUMMING, S. G.; LISGO, K.; ANDERSON, L. G.; PETKOVA, M. Global protected areas and IUCN designations: do the categories match the conditions? **Biological Conservation**, Essex, v. 143, n. 4, p. 609–616, 2010.

LEUZINGER, M. D. Regularização Fundiária das unidades de conservação brasileiras. In: **Congresso Brasileiro De Unidades De Conservação**, 3, 2002, Fortaleza, PE. Anais..., Fortaleza, PE: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, 2002. p. 809-810.

LOUREIRO, C. F. B.; CUNHA, C. C. Educação Ambiental e Gestão Participativa de Unidades de Conservação. **Revista Ambiente & Sociedade**, São Paulo-SP, v. 11, n. 2, p. 237-253, 2008.

MACEDO, S. H. Processos participativos na gestão de Unidades de Conservação. In: **Seminário Nacional Movimentos Sociais, Participação e Democracia**, 2., 2007, Florianópolis, SC. Anais... Florianópolis, SC: Núcleo de Pesquisa em Movimentos Sociais. p. 289-304.

MACHADO, C. J. S. A questão ambiental brasileira: uma análise sociológica do processo de formação do arcabouço jurídico-institucional. **Revista de Estudos Ambientais**, Blumenau-SC, v. 2, n. 3, p. 5-20, 2008.

MACHADO, C. J. S.; COSTA, D. R. T. R.; VILANI, R. M. A análise do princípio da participação social na organização federal dos conselhos gestores de unidades de conservação e mosaicos: realidades e desafios. **Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional**, Taubaté-SP, v. 8, n. 3, p. 50-75, 2012.

MATTAR, E. P. L.; BARROS, T. T. V.; CUNHA, B. B.; SOUZA, J. F.; SILVA, A. M. C. Federal Conservation Units in Brazil: the situation of Biomes and Regions. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, RJ, v. 25, n. 2, p. 1-10, 2018.

MEDEIROS, R. Evolução das tipologias e categorias de Áreas Protegidas no Brasil. **Revista Ambiente & Sociedade**, São Paulo-SP, v. 9, n. 1, p. 42-64, jan.-jun. 2006.

MEDEIROS, R.; YOUNG, C. E. F. **Contribuição das Unidades de Conservação Brasileiras para a economia nacional**. Rio de Janeiro-RJ: UNEP - WCMC, 2011. 121 p.

MILANO, M. S. Mitos no manejo de Unidades de conservação no Brasil, ou a verdadeira ameaça. In: **Congresso Brasileiro de Unidades de Conservação**, 2,

2000, Campo Grande, MS. Anais... Campo Grande, MS: Rede Nacional Pró-Unidades de Conservação, 2000. p. 11-25.

MILANO, M. S. Unidades de Conservação – técnica, lei e ética para a conservação da biodiversidade. **Forense Universitária**, São Paulo, v. 6, n. 89, p. 3-41, 2001.

MMA. **Brasil: 5º Relatório Nacional para a Convenção Sobre Diversidade Biológica**. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília-DF: MMA, 2016.

MMA. **Painel das Unidades de Conservação Brasileiras** [Site oficial]. Ministério do Meio Ambiente, selecionando dados de 2018. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMjUxMTU0NWMtODkyNC00NzNiLWJiNTQtNGI3NTI2NjliZDkzIiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTZmZThmM2M1NTBINyJ9>. Acesso em: 15 abr. 2020.

MMA. **Painel das Unidades de Conservação Brasileiras** [Site oficial]. Ministério do Meio Ambiente, selecionando dados atuais na consulta em 2020. Disponível em: <https://app.powerbi.com/view?r=eyJrIjoiMjUxMTU0NWMtODkyNC00NzNiLWJiNTQtNGI3NTI2NjliZDkzIiwidCI6IjM5NTdhMzY3LTZkMzgtNGMxZi1hNGJhLTZmZThmM2M1NTBINyJ9>. Acesso em: 15 abr. 2020.

POURCQ, K. D.; THOMAS, E.; ARTS, B.; VRANCKX, A.; LE´ON-SICARD, T.; VAN DAMME, P. Understanding and Resolving Conflict Between Local Communities and Conservation Authorities in Colombia. **World Development**, v. 93, n. 12, p. 125-135, 2017.

PRODANOV, C. C.; FREITAS, E. C. Metodologia do trabalho científico [recurso eletrônico]: métodos e técnicas da pesquisa e do trabalho acadêmico. 2. ed. Novo Hamburgo, RS: Feevale, 2013.

SALVIO, G. M. M. **Áreas Naturais Protegidas e Indicadores Socioeconômicos: o desafio da Conservação da Natureza**. Jundiá: Paco Editorial, 2017. 214p.

SALVIO, G. M. M.; GOMES, C. R. Situação atual das Áreas Naturais Protegidas nos países sulamericanos. In: **Congresso de Ecologia do Brasil**, 13., 2017, Viçosa, MG. Anais eletrônicos ... Viçosa, MG: UFV, 2017. Disponível em: <http://sebecologia.org.br/revistas/indexar/anais/2017/anais/resumos/resAnexo1-1479-0488-8997562cd9daaabd09a8742c1f83622.pdf>. Acesso em: 20 maio 2019.

SOUZA, T. V. S. B.; SIMÕES, H. B. **Contribuições do turismo em Unidades de Conservação Federais para a economia brasileira – Efeitos dos Gastos dos Visitantes em 2017: Sumário Executivo**. Brasília, DF: ICMBio. 2018.

TCU. **Relatório da Auditoria Coordenada em Áreas Protegidas da América Latina**. Brasília, DF: Tribunal de Contas da União, 2015.

VASQUES, P. H. R. **A aplicação do Plano de Manejo, Zona de Amortecimento e Corredores Ecológicos na proteção da biodiversidade.** Relatório do NIMA – Núcleo Interdisciplinar do Meio Ambiente. Rio de Janeiro: NIMA, 2008. Disponível em: <http://www.nima.puc-rio.br/index.php>. Acesso em: 20 maio 2019.

WWF Brasil & ICMBio. **Efetividade de gestão das Unidades de Conservação Federais do Brasil: resultados de 2010.** Brasília, DF: WWF Brasil/ICMBio, 2012. 80 p.

Sugestão de citação

COIMBRA, P. R. A.; GOMES, C. R.; SALVIO, G. M. M.; OLIVEIRA, J. E. Z. Desafios na gestão de unidades de conservação federais brasileiras. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1-14. 2020.

Avaliação do processo de restauração de um fragmento de mata ciliar na região de Santa Maria, RS

Evaluation of the restoration process for a fragment of ciliar forest in the region of Santa Maria, RS

Gilneia Mello do Amaral¹; Suzane B. Marcuzzo²; Andressa de Oliveira Silveira¹; Denise Ester Ceconi¹

¹Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Centro de Tecnologia (gmello808@gmail.com)

²Departamento de Ensino – Colégio Politécnico – Universidade Federal de Santa Maria – Santa Maria – RS – Brasil

Resumo

Para avaliar a eficiência das técnicas de recuperação e verificar seu processo de restauração é necessário o monitoramento desses ambientes. O objetivo desse estudo foi monitorar o processo da naturalidade em um fragmento de mata ciliar após sete anos da implantação de técnicas de recuperação no riacho Lagoão do Ouro, região central do Rio Grande do Sul. Para tal, foram selecionadas duas áreas de 300 m² cada, divididas em quatro subparcelas para avaliar os tratamentos de área plantio por nucleação, área de regeneração natural, remanescente de mata nativa e mata com *Pinus* sp. Os resultados foram submetidos à análise para testar as hipóteses de que após sete anos da implantação de técnicas de restauração a área apresentou melhorias se comparada ao primeiro ano de monitoramento. Como resultado, a técnica de nucleação utilizada na área é mais adequada para recuperar o local, do que o isolamento; e que o tratamento que recebeu o plantio de espécies por nucleação apresentou os melhores indicadores biológicos. Concluímos que as espécies de grupo funcional classificadas como preenchimento usadas no plantio por nucleação, podem ser recomendadas em situações semelhantes de degradação e de mesma região, pois apresentaram melhor desempenho de acordo com os indicadores mensurados.

Palavras-chave: Monitoramento, Regeneração natural, Nucleação, Atividade enzimática.

Abstract

To assess the efficiency of recovery techniques and verify their restoration process, monitoring of these environments is necessary. The objective of this study was to monitor the natural process in a fragment of the riparian forest seven years after the implementation of recovery techniques in the Lagoão do Ouro stream, central region of Rio Grande do Sul. For this purpose, two areas of 300 m² each were selected, divided into four subplots to evaluate the treatments of area planted by nucleation, area of natural regeneration, remnant of native forest and forest with *Pinus* sp. The results were subjected to analysis to test the hypotheses that seven years after the implementation of restoration techniques, the area showed improvements compared to the first year of monitoring. As a result, the nucleation technique used in the area is more suitable for recovering the site, than isolation; and that the treatment that received the planting of species by nucleation presented the best biological indicators. We concluded that the species of functional group classified as filling used in planting by nucleation, can be recommended in similar situations of degradation and in the same region, as they presented better performance according to the measured indicators.

Keywords: Monitoring, Natural regeneration, Nucleation, Enzymatic activity.

INTRODUÇÃO

As áreas de florestas primárias mundiais perderam 3,8 milhões de hectares em 2019, sendo que somente no Brasil houve uma perda de 36% (Global Forest Watch, 2020). O uso intensivo de terras sem um planejamento adequado degrada o solo e altera matas ciliares, modificando suas características físicas, químicas e biológicas (Filoso *et al.*, 2017), sendo que as principais formas de alteração e fragmentação da floresta mundial estão relacionadas com a extração industrial de madeira, seguido da expansão agrícola e incêndios florestais (Moreira, 2017).

Uma vez que a área passa por danos ambientais intensos e ocasionando perda da fertilidade do solo é necessário buscar técnicas de recuperação e restauração ecológica (Holl, 2017). A restauração ecológica é definida como um “processo de auxiliar a recuperação de um ecossistema que foi degradado ou destruído” (Gann *et al.*, 2020). Os profissionais da restauração criam as condições necessárias para que as plantas, animais e micro-organismos possam realizar o trabalho de recuperação por conta própria.

Segundo Crouzeilles *et al.* (2019), atualmente os objetivos de recuperação e restauração estão mais próximos, pois além de retomar a revegetação da área degradada passou-se a buscar o aumento da diversidade de espécies nativas, almejando alcançar a sustentabilidade do meio natural ao longo do tempo. Diante disso, entender como ocorre a regeneração florestal é um passo importante para obter sucesso nos projetos de recuperação e restauração ecológica. Conforme Chazdon (2016) a regeneração florestal é dinâmica e sofre variação ao longo tempo e espaço, além disso, é integrante do ciclo de desenvolvimento de florestas naturais, sendo fundamental para a sobrevivência, desenvolvimento e manutenção da comunidade vegetal.

Ainda, as características do ambiente interferem na forma como ocorre a regeneração natural, que atua no processo de sucessão florestal (McDonald *et al.*, 2019). A sucessão ecológica da área está relacionada com a capacidade de transformações e modificações que ocorrem na composição e estrutura de uma vegetação ao longo do tempo (Holl, 2017). Além disso, outros fatores fundamentais na sucessão ecológica são: conhecer a classificação das espécies em grupos ecológicos na área de estudo e utilizar parâmetros fitossociológicos, tais como densidade de indivíduos por espécies, dominância, frequência, classe de tamanhos, índice de Shannon, entre outros, que caracterizem o estágio de sucessão dessas comunidades (Benites *et al.*, 2020). Diante disso, muitas técnicas usadas para restauração são baseadas na sucessão ecológica, possibilitando a redução de custo fundamentado nos mecanismos naturais, induzindo a regeneração local tais como a nucleação (Freitag *et al.*, 2018). A nucleação parte do princípio em que núcleos de vegetação plantada aumentam a dispersão de sementes e o estabelecimento de mudas de outras espécies, e a propagação dos núcleos não é fortemente inibida por fatores abióticos ou bióticos (Holl *et al.*, 2020).

A avaliação e o monitoramento dessas áreas são essenciais para obter sucesso nos projetos de recuperação ou restauração florestal, pois muitas vezes é necessário reformular as trajetórias sucessionais e modificar os

objetivos iniciais (Holl & Brancalion, 2020). Ademais, não realizar atividades de manutenção da área, sem dúvida, ocasiona a perda de investimento, sem contar que é nesta etapa que iniciam as condições para a autocondução da área em recuperação (Viani *et al.*, 2018).

Via de regra, os resultados das avaliações e monitoramento periódico são obtidos por meio do uso de indicadores ambientais (dos Reis Oliveira *et al.*, 2020), tais como: estrutura da vegetação, diversidade, mortalidade, porcentagem de cobertura de copas, gramíneas, regeneração natural, entres outros. Assim, é imprescindível conhecer o histórico da área, identificar quais os fatores que levaram a degradação do local e os seus níveis, sendo possível selecionar os melhores indicadores para o monitoramento (Hua *et al.*, 2018).

Nessa perspectiva, um dos principais problemas dos solos às margens do riacho Lagoão do Ouro, região central do Rio Grande do Sul, é a erosão causada por atividades de dragagem no leito do corpo d'água. Além disso, apresenta alteração de textura de solo, química e deficiência de nutrientes. Contudo, foi aplicada técnicas de nucleação, uma com plantio de espécies nativas no local para reestabelecer a regeneração natural, a qual foi monitorada por um ano (Ceconi, 2010).

No entanto, para avaliar a eficiência da técnica aplicada é necessário um tempo maior de observação. Assim, o presente estudo busca responder as seguintes hipóteses: 1) Acredita-se que após sete anos da implantação de técnicas de restauração a área apresente melhorias se comparada ao primeiro ano de monitoramento. 2) Espera-se que a área que recebeu a nucleação apresente uma maior abundância e diversidade de vegetação bem como melhor qualidade do solo quando comparada com a área que foi apenas isolada.

OBJETIVO

Monitorar o processo de restauração em um fragmento da mata ciliar após sete anos da implantação de técnicas de recuperação no riacho Lagoão do Ouro, região central do Rio Grande do Sul.

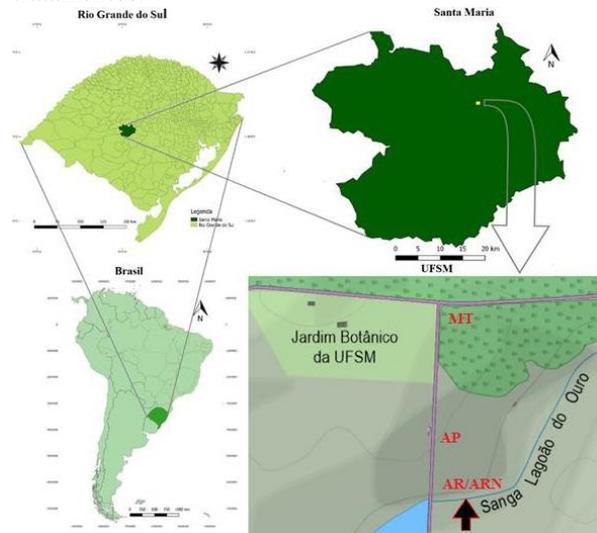
METODOLOGIA

Área de estudo

O estudo foi realizado nas margens do riacho Lagoão do Ouro, na bacia hidrográfica do Rio Vacacaí-Mirim, no município de Santa Maria, RS, coordenadas geográficas 29° 45'S e 53° 43'W (figura 1). O clima é subtropical I pouco úmido (Alvares *et al.*, 2014), com a temperatura média anual variando entre 17,9 a 19,2 °C e a precipitação média anual variando de 1400 a 1760 mm (Roppa, *et al.*, 2007). O relevo revela-se levemente ondulado, evidenciado pelo aspecto de coxilhas e planícies aluviais no qual ocorre variação das

cotas altimétricas entre 40 a 200 m, demonstrando uma paisagem com pouca variação (Spiazzi, 2002). O local apresenta uma variação de solos classificados como Argissolo Bruno-Acizentado, Argissolo Vermelho-Amarelo, Argissolo Vermelho, e Planossolo Háplico, sendo considerados solos com pouca fertilidade e muito susceptíveis à erosão hídrica (Streck *et al.*, 2002).

Figura 1- Localização da área de estudo e respectivos tratamentos.



Coleta de dados

Para avaliar as áreas em recuperação (parcelas que receberam plantio de espécies nativas e parcelas em regeneração natural) e para fins comparativos com área de mata nativa e com *Pinus sp.*, e com fins estatísticos, denominou-se as áreas de tratamentos. Os tratamentos foram: área recuperada (AR), onde em 2009 recebeu o plantio de 19 espécies nativas da região selecionadas conforme levantamentos fitossociológicos na região (Budke *et al.*, 2004), dispostas em um sistema de nucleação conforme resolução CONAMA 429/11 (Brasil, 2011) com cinco repetições cada (tabela 1); área em processo de regeneração natural (ARN); área remanescente de mata nativa (MN) e área com povoamento da espécie invasora exótica (Ramos *et al.*, 2019) *Pinus sp.* (AP). O delineamento experimental foi com quatro tratamentos e quatro repetições, em parcelas de 300 m². Conforme Londe *et al.* (2020) o plantio de mudas arbóreas em projetos de restauração pode ser definido como restauração ativa, regeneração natural por sucessão secundária como restauração passiva, e intervenções na regeneração natural como restauração assistida.

Tabela 1 - Espécies nativas usadas na recuperação da mata ciliar do riacho lagoão do ouro, Santa Maria, RS.

Nome Científico	Nome comum	Família	Classificação Sucessional
<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil. et al.) Hieron. ex Niederl.	Chal-chal	Sapindaceae	PI, SI
<i>Apuleia leiocarpa</i> (Vogel) J. F. Macbr.	Grápia	Fabaceae	ST, C
<i>Ateleia glazioviana</i> Baill.	Timbó	Fabaceae	PI
<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Canjerana	Meliaceae	ST
<i>Casearia sylvestris</i> Sw.	Chá-de-bugre	Malvaceae	PI, SI, ST
<i>Cedrela fissilis</i> Vell.	Cedro	Meliaceae	SI, ST
<i>Citharexylum myrianthum</i> Cham.	Tarumã-de-espinho	Verbenaceae	ST
<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	Camboatá-vermelho	Sapindaceae	ST
<i>Diospyrus inconstans</i> Jacq.	Maria-preta	Ebenaceae	ST
<i>Enterolobium contortisiliquum</i> (Vell.) Morong.	Timbaúva	Fabaceae	PI, SI, ST
<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Cerejeira-do-mato	Myrtaceae	ST
<i>Eugenia uniflora</i> L.	Pitangueira	Myrtaceae	PI, SI
<i>Luehea divaricata</i> Mart. & Zucc.	Açoita-cavalo	Tiliaceae	SI
<i>Parapiptadenia rigida</i> (Benth.) Brenan.	Angico-vermelho	Fabaceae	SI
<i>Peltophorum dubium</i> (Spreng.) Taub.	Canafístula	Fabaceae	PI, SI
<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	Pessegueiro-do-mato	Rosaceae	SI, ST
<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	Aroeira-vermelha	Anacardiaceae	PI
<i>Handroanthus heptaphyllus</i> (Vell.) Mattos	Ipê-roxo	Bignoniaceae	SI, ST
<i>Trichilia catigua</i> A. Juss.	Catiguá	Meliaceae	ST, C

Avaliação da Vegetação: Estrutura e Diversidade

Para monitorar o avanço da restauração dos tratamentos AR e ARN, foram analisados aspectos estruturais da vegetação como altura, diâmetro e diâmetro de copa das espécies plantadas, bem como de diversidade dos indivíduos regenerantes mensurados como indicadores de sustentabilidade da área.

Assim, a avaliação da vegetação realizada no tratamento AR considerou as medidas de altura (m) e diâmetro do colo (cm) de todas as mudas plantadas, as quais foram categorizadas pelo traço funcional em grupo de preenchimento (espécies pioneiras e secundárias iniciais de rápido crescimento e copa densa) e grupo de diversidade (espécies secundárias iniciais e tardias de crescimento mais lento e frutos maiores) (Rodrigues *et al.*, 2009). Foi usado como critério de classificação para amostragem os indivíduos do componente arbóreo com diâmetro da altura do peito (DAP) ≥ 3 cm e altura superior a 2,80 m e os demais foram classificados como indivíduos jovens. Mensurou-se também o diâmetro de copa (DP) das plantas, realizando-se duas medições perpendiculares (DP1 e DP2), com auxílio de uma trena para posterior cálculo da área da copa (AC), pela fórmula: $AC = \pi \cdot r^2$, onde $r = (DP1 + DP2) / 2$ (Resende *et al.*, 2015). Avaliou-se também a porcentagem da mortalidade, porcentagem da área coberta com gramíneas e quantificaram-se os indivíduos desenvolvidos na área por regeneração natural.

As espécies foram avaliadas e classificadas de acordo com dois grupos funcionais, sendo eles: grupo de preenchimento e grupo de diversidade. O primeiro é constituído principalmente por espécies pioneiras e algumas secundárias iniciais que apresentam rápido crescimento e uma ampla cobertura de copa, enquanto que no grupo de diversidade incluem-se as espécies que não se enquadram no grupo anterior e apresentam crescimento lento e/ou pequena cobertura de copa (Meli *et al.*, 2017).

No tratamento ARN foi estimada a porcentagem da área coberta com gramíneas e quantificaram-se os indivíduos que se desenvolveram na área devido a regeneração natural. Os indivíduos oriundos da regeneração natural, dos tratamentos AR e ARN, foram classificados conforme seu grupo ecológico e calculou-se o índice de Shannon-Wiener (H') segundo Brower & Zar (1984).

Os resultados dos indicadores de estrutura dos grupos de preenchimento e de diversidade foram submetidos à análise de variância a 5% de probabilidade de erro. Quando significativos, foram submetidos ao teste de Duncan mediante do uso do *software* Assistat, versão 7.7 (Silva & Azevedo, 2016).

Avaliação da Serrapilheira e Atividade Enzimática do Solo

Como a qualidade do solo (química e biológica) e a quantidade de serrapilheira sofre influência do tipo de composição da vegetação, a partir desta etapa foram considerados os quatro tratamentos (AR, ARN, AP, MN), para efeito de comparações, sendo que o tratamento MN seria uma referência e o tratamento AP um solo alterado pela influência da invasora exótica.

Desta forma, a coleta do solo para análise química foi realizada com pá de corte na profundidade 0-10 cm. As amostras foram armazenadas em sacos plásticos e encaminhadas ao Laboratório Central de Análises de Solo da UFSM, onde foram homogeneizadas, peneiradas (2 mm) para avaliar os parâmetros de pH em água, acidez potencial (H+Al), alumínio trocável (Al), matéria orgânica, capacidade de troca de cátions em pH7 (CTC pH 7), capacidade de troca de cátions efetiva (CTC efetiva), saturação por bases (V), Ca, Mg, K, P, S, Cu, Zn e B conforme metodologia proposta por Tedesco *et al.* (1995).

As amostras de serrapilheira foram coletadas com a utilização de um gabarito de 50 x 50 cm e acondicionadas em sacos

plásticos, sendo considerados como componentes da serapilheira folhas e galhos com diâmetro menor que 2 cm. A separação das amostras levou em consideração as seguintes frações: folhas; galhos; gramíneas e miscelânea. Em seguida, o material foi seco em estufa a 65 °C e pesado para determinar a biomassa seca das amostras. Em relação a atividade enzimática foram determinadas quatro enzimas do solo: urease, β -glucosidase, fosfatase ácida seguindo os procedimentos propostos por Dick *et al.* (1996), e hidrólise do diacetato de fluoresceína proposto por Green *et al.* (2006). As enzimas são um indicador adequado da atividade catabólica do micro-organismo do solo. Essas propriedades biológicas são altamente sensíveis para detectar distúrbios no solo bem como sua recuperação (Pertile *et al.*, 2020).

Com o propósito de verificar o efeito dos parâmetros químicos, processos ecológicos (serapilheira) sob a atividade enzimática, realizou-se uma análise NMDS (Nonmetric Multidimensional Scaling). Este método que consiste na ordenação não paramétrica, que plota as parcelas em um gráfico de dispersão, de modo que as distâncias euclidianas entre as parcelas são proporcionais à dissimilaridade entre elas (Babweteera & Brown, 2009). Utilizou-se o programa estatístico R para realização das análises (R Development Core Team, 2016), por meio da biblioteca Vegan (Oksanen *et al.*, 2016).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A altura é um indicador de resposta lenta em áreas restauradas de até 15 anos (Londe *et al.*, 2020), contudo é um atributo importante para determinar a velocidade de crescimento como potencialidade da espécie e consequente estrutura vegetal da área. No que se refere à altura das mudas implantadas no tratamento AR (plantio em outubro de 2009, mudas com um ano em setembro de 2010 e mudas com sete anos de idade em fevereiro de 2017), ocorreu variação no crescimento das espécies, onde algumas tiveram crescimento superior às outras desde o primeiro ano do plantio.

A variação das alturas em outubro de 2009 sofreu influência pela falta de uniformidade das alturas das mudas utilizadas no plantio (variaram entre 0,68 a 4,15 m). Contudo em setembro de 2010 percebeu-se que as espécies pioneiras e as secundárias iniciais apresentavam um crescimento maior do que as espécies classificadas como secundárias tardias ou clímax, sendo que destas últimas, algumas não sobreviveram, sendo elas: *A. leiocarpa* (Grápia), *C. canjerana* (Canjerana), *C. fissilis* (Cedro), *C. vernalis* (Camboáta- vermelha) e *D. inconstans* (Maria-preta), isso demonstra a falta de resistência das espécies em tolerarem fatores limitantes, tais como a competição, solo pobre em nutrientes e matéria orgânica, corte por formigas e outros insetos, queima pelo sol e geadas intensas, o que dificulta a adaptação ao ambiente, local esse extremamente degradado (Mazón *et al.*, 2019).

Na avaliação de fevereiro de 2017 constatou-se que após sete anos do plantio a seguinte altura entre as espécies de 5,63 m em *A. glazioviana* (Timbó), 4,23 m em *E. contortisiliquum* (Timbaúva), 3,99 m em *L. divaricata* (Açoita- cavalo), e 3,37 m em *S. terebinthifolius* (Aroeira-vermelha), que já apresentavam maiores alturas em setembro de 2010, mantiveram-se com o melhor desempenho e com um índice

de 85% de sobrevivência, fato este que evidencia que quanto mais alto for o indivíduo maior será a chance de sobrevivência (Brownw; Fraser; Snowball, 2018).

O diâmetro do colo apresentou desempenho semelhante ao da altura, contudo houve destaque para o diâmetro de 13,4 cm em *E. contortisiliquum* (Timbaúva), logo após 12,5 cm em *A. glazioviana* (Timbó), e 9,30 cm em *L. divaricata* (Açoita-cavalo). Esse comportamento é importante, pois, segundo Marcuzzo *et al.* (2020) as espécies que apresentam diâmetro do colo maior são as mesmas que possuem um amplo sistema radicular, contribuindo com o seu desenvolvimento. O mesmo não aconteceu para o *T. catigua* (Catiguá) com 0,10 cm, pois foi a espécie que apresentou a menor altura e diâmetro do colo, característico das espécies secundárias tardias ou clímax, que naturalmente possuem um crescimento mais lento. Embora a avaliação em relação aos atributos estrutura, composição, funcionamento e serviços ecossistêmicos seja realizada separadamente, cada um desses atributos possui elevada interdependência entre si (Reid *et al.*, 2018). Assim, a altura e o diâmetro de colo terão influência na formação da copa, diz respeito à forma como a comunidade vegetal será organizada espacialmente e enquanto tempo será capaz de eliminar as gramíneas no local.

Por sua vez, no modelo de plantio estudado, as espécies que foram cultivadas no tratamento AR foram agrupadas em grupos de preenchimento (Tabela 1) e diversidade (Tabela 2). Também foi avaliada as médias das alturas (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC) e percentual de mortalidade (Mor). De maneira geral, os resultados mostram que as espécies que estão no grupo de preenchimento apresentam H, D, DAP e DC maiores e a Mor menor do que as espécies que estão no grupo de diversidade, cumprindo o seu objetivo principal no processo de recuperação e restauração florestal.

As espécies *A. glazioviana* (Timbó), *L. divaricata* (Açoita-cavalo), *S. terebinthifolius* (Aroeira-vermelha), *P. dubium* (Canafístula), *C. myrianthum* (Tarumã-de-espinho), *E. contortisiliquum* (Timbaúva) e *P. myrtifolia* (Pessegueiro-do-mato) fazem parte do componente arbóreo, e apresentaram DAP \geq 3,0 cm e altura superior a 2,80 m. Observa-se que o grupo de preenchimento contém a maioria das espécies do componente arbóreo, enquanto que a maior parte das espécies do grupo de diversidade está classificada como juvenis, entretanto a área não possuiu dossel formado e apresenta grande quantidade de gramíneas.

As espécies que formam o grupo de preenchimento são em sua maioria pioneiras, ou seja, precisam de luz para germinar e tem um crescimento muito rápido, porém com ciclo de vida curto (entre 10 a 25 anos), o que contribui com o fornecimento de sombra para as não-pioneiras que as substituirão ao longo do tempo (Mangueira; Holl; Rodrigues, 2018), também auxiliam com a maior parte do recobrimento do solo, quando comparada com as espécies do grupo de diversidade. Devido essas características elas promovem a atração e conservação da avifauna, pois as copas dão condição de poleiro para as aves, que ajudam no aumento da densidade de deposição de sementes (Vogel *et al.*, 2018). A *E. contortisiliquum* (Timbaúva) mostrou-se como uma

espécie com potencial para preenchimento, uma vez que, juntamente com *A. glazioviana* (Timbó) e *L. divaricata* (Açoita-cavalo), foram as que cresceram rapidamente em altura e diâmetro do colo, sendo capaz de sobreviver 96,6% dos indivíduos plantados, superando assim a mata competição.

A mortalidade do primeiro ano de implantação foi de 28,95 % das espécies no tratamento AR (Ceconi, 2010). Após mais de sete anos de implantação houve no geral um aumento na mortalidade dos indivíduos, chegando a 49,47 %, sendo que das espécies implantadas cinco tiveram 100% de mortalidade. Das espécies sobreviventes, as que estão no grupo de preenchimento apresentaram em média uma mortalidade de 24,28% dos indivíduos (Tabela 2), sendo que *P. rigida* (Angico-vermelho) e *P. dubium* (Canafístula) foram espécies que obtiveram a maior porcentagem de mortalidade do seu grupo e *A. glazioviana* (Timbó) e *L. divaricata* (Açoita-cavalo) sobreviveram 100.

Entretanto, o grupo de diversidade apresentou um percentual médio de mortalidade maior, de 38,57%, resultado influenciado principalmente pela alta mortalidade de *T. catigua* (Catiguá) e *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato), por outro lado a *E. uniflora* (pitangueira) foi a única espécie do grupo a sobreviver com 100% dos indivíduos, mesmo apresentando um crescimento lento (Tabela 3). Já o *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato) e *C. myrianthum* (tarumã-de-espinho) obtiveram um crescimento razoável em altura e diâmetro à altura do peito, sendo classificados como do componente arbóreo, porém, a mortalidade do *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato) foi bem superior ao do *C. myrianthum* (tarumã-de-espinho). Resultado semelhante foi encontrado por Marcuzzo; Araújo; Gasparin, (2015), que observaram que o *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato) apresentou maior valor em altura e uma das maiores taxas de mortalidade.

Tabela 2- Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC) e percentual de mortalidade (Mor) de espécies nativas de preenchimento utilizadas na recuperação da mata ciliar do riacho Lagoão do Ouro, Santa Maria, RS.

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro. (-)

Grupo Preenchimento	H (m)	D (cm)	DAP (cm)	AC (m ²)	Mor (%)
<i>A. glazioviana</i>	5,63 a*	12,51 b	7,70 b	13,5 b	0 c
<i>S. terebinthifolius</i>	3,37 d	6,30 d	3,40 d	8,10 c	10 b
<i>E. contortisiliquum</i>	4,23 b	13,4 a	9,0 a	17,1 a	10 b
<i>P. dubium</i>	3,40 d	6,80 d	4,40 c	4,50 d	60 a
<i>C. sylvestris</i>	1,55 f	4,20 e	-	0,70 e	30 b
<i>L. divaricata</i>	3,99 c	9,30 c	3,90 cd	4,20 d	0 c
<i>P. rigida</i>	2,48 e	2,30 f	-	0,60 e	60 a

Tabela 3- Altura (H), diâmetro do colo (D), diâmetro à altura do peito (DAP), área de copa (AC), percentual de mortalidade (Mor), de espécies nativas de diversidade, utilizadas na recuperação da mata ciliar, riacho Lagoão do Ouro, Santa Maria, RS.

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro. (-) medidas abaixo do padrão definido para DAP pela metodologia.

Grupo de diversidade	H (m)	D (cm)	DAP (cm)	AC (m ²)	Mor (%)
<i>P. myrtifolia</i>	3,40 a	5,7 a	3,5 a	4,90 a	90 a
<i>C. myrianthum</i>	3,43 a	5,1 b	3,1 a	3,99 a	10 cd
<i>H. heptaphyllus</i>	2,16 b	2,8 c	-	1,40 b	10 cd
<i>E. involucrata</i>	1,36 e	2,7 c	-	0,40 cd	30 bc
<i>E. uniflora</i>	1,57 d	2,9 c	-	1,10 bc	0 d
<i>T. catigua</i>	1,13 f	1,0 d	-	0,20 d	90 a
<i>A. edulis</i>	1,90 c	3,1 c	-	0,90 bc	40 b

Ainda, Marcuzzo; Araújo; Gasparin, (2015) recomendam que essa espécie seja plantada na etapa seguinte, quando houver cobertura de copa maior e o solo tiver presente espécies leguminosas, o mesmo processo é indicado para *C. vernalis* (Camboata-vermelho) e *C. canjerana* (Canjerana). No geral as espécies implantadas no tratamento AR apresentaram uma mortalidade acima do valor de 10%, tido como valor de referência (Nunes *et al.*, 2015). Podendo ter sido causado, em parte, pela variação dos tamanhos das mudas conduzidas no campo, pois, segundo Lima Filho *et al.* (2019), mudas com maiores dimensões (>30 cm) são mais resistentes a condições adversas, como a competição com gramíneas exóticas. Na literatura encontraram-se valores para mortalidade de mudas que variaram entre 30% a 70%

(Reis *et al.*, 2015). É importante compreender que a porcentagem de mortalidade acima do valor aceitável, indica a necessidade imediata de ações de intervenções nos plantios, uma vez que a diminuição do número de espécies pode comprometer a comunidade arbórea em longo prazo.

O recobrimento do solo conferido pela cobertura de copa das espécies de preenchimento e de diversidade representou 20,53% da área do tratamento AR, sendo que o grupo de preenchimento apresentou uma porcentagem de cobertura significativamente maior que o grupo de diversidade, sendo estas 16,16% e 4,29%, respectivamente. As espécies de *A. glazioviana* (timbó), *E. contortisiliquum* (timbaúva) e a *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha), foram as que obtiveram

o maior valor de cobertura para a área, com 12,9% e estão classificadas no grupo de preenchimento.

A baixa área coberta pelas copas dificulta a criação de condições adequadas de intensidade luminosa, umidade e temperatura. As áreas que apresentam uma porcentagem de cobertura de copa maior desfavorecem o crescimento de gramíneas competidoras, influenciada pela redução da disponibilidade de luz, reduzindo assim os custos de manutenção (Marcuzzo; Viera; Salim, 2020), caso ainda houvessem, e permitindo um ambiente mais adequado para o desenvolvimento de espécies tidas como secundárias tardias ou clímax, que nestas condições poderiam sobreviver.

A cobertura de copas também influencia na quantidade de serapilheira, pois quanto maior a porcentagem de cobertura de copas do local maior será o fornecimento de folhas, galhos secos e matéria orgânica em vários níveis de decomposição (Villa *et al.*, 2016). Ao comparar o tratamento AR ao tratamento ARN verificou-se uma grande quantidade de espécies invasoras como gramíneas, *Eucalyptus* e *Pinus*, evidenciando ainda mais a necessidade de replantio com espécies nativas que potencializem recobrir com sombreamento a área de mata ciliar.

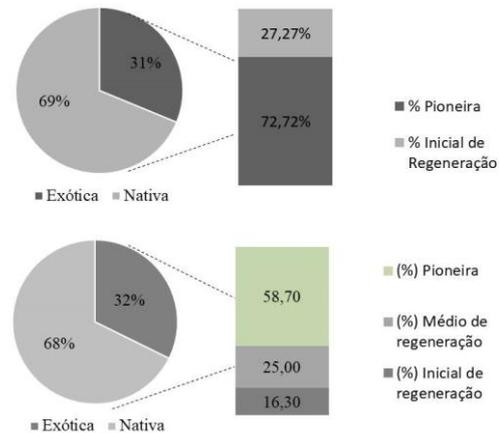
O tratamento AR está sendo recuperado embora de forma lenta e com grande resistência devido à baixa cobertura de copa e um alto índice de mortalidade, principalmente à medida que se afasta do curso d'água, o que impede a diminuição de gramíneas invasoras. Isto pode estar relacionado com as espécies escolhidas para o replantio, sendo que o mérito do uso da técnica de nucleação está na escolha das espécies que constituirão a nova comunidade e que auxiliarão no retorno da biodiversidade local (Lima *et al.*, 2016). Outro fator é o clima da região, pois baixas temperaturas no inverno comprometem o desenvolvimento da vegetação, sendo necessário um tempo maior para que as espécies do grupo de preenchimento se desenvolvam satisfatoriamente (Marcuzzo; Araújo; Gasparin, 2015).

Para Meli *et al.* (2017) ao escolher as espécies que serão utilizadas na recuperação da área degradada deve-se levar em consideração o seu grupo funcional (preenchimento ou diversidade), pois existem espécies que são pioneiras, entretanto não são espécies indicadas para o sombreamento, o que contribui para o desenvolvimento de gramíneas. Assim, levando em consideração o que foi exposto e as condições em que este estudo foi implantado, verifica-se que nem todas as espécies utilizadas no grupo de preenchimento foram adequadas, uma vez que após sete anos ainda não ocorreu o fechamento do dossel.

Com relação à regeneração natural no tratamento AR foram contabilizados 32 indivíduos de 9 espécies (Figura 2). Segundo Gioria; Pysek; Osborne (2016), as espécies exóticas se desenvolvem mais rapidamente por apresentarem um desempenho melhor em pouco tempo, devido a maior eficiência na utilização de recursos disponíveis na área. Dentre as espécies nativas, 72,72% são classificadas como pioneiras (*S. terebinthifolius*, *C. sylvestris*, *A. edulis*, *Syagrus romanzoffiana* (Cham.) Glassman e *Myrsine coriacea* (Sw.) R. Br. Ex Roem. & Schult.) e 27,27% são espécies classificadas como secundárias iniciais (*P. myrtifolia*, *L. divaricata* e *Sapium glandulosum* (L.) Morong.) (Figura 1).

Nota-se que somente as espécies de *S. glandulosum* (Leiteiro), *S. romanzoffiana* (Jerivá) e *M. coriacea* (Capororoca) não foram plantadas na área no início da recuperação. Isso demonstra a importância e a influência que as espécies nativas escolhidas para o processo têm sobre a regeneração natural do local, que após produzirem sementes passam a se regenerar.

Figura 2- (A) Distribuição das espécies regenerantes do tratamento AR e classificação sucessional das espécies nativas; (B) Distribuição das espécies desenvolvidas no tratamento ARN e classificação sucessional das espécies nativas.



O potencial de regeneração é maior nos primeiros anos, sendo que a vegetação que prevalece constitui-se principalmente de herbáceas, samambaias e gramíneas (Mangueira; Holle; Rodrigues, 2018). Segundo Resolução CONAMA n°33/94 (Brasil, 1994) os estágios da sucessão florestal no Rio Grande do Sul, são formados estágio inicial de regeneração (1-10 anos), médio (10-50 anos) e avançado de regeneração (> 50). A área de estudo deste trabalho já completou sete anos, portanto estaria no estágio da sucessão ecológica conhecida como inicial de regeneração, onde as vassouras e as carquejas (*Baccharis* spp.) são as espécies predominantes. Estágio característico por espécies que possuem ciclo de vida curto, mas contribuem na melhora das condições microclimáticas locais, fornecendo sombra e umidade, promovendo o desenvolvimento das espécies florestais (Rydgren *et al.*, 2018).

As espécies que foram plantadas no tratamento AR estão contribuindo com a regeneração natural do local, com a chegada de sementes. No tratamento ARN ocorre em menor intensidade, pois nesta área há maior concorrência de gramíneas, o que dificultam o desenvolvimento de outras espécies podendo comprometer o processo de sucessão ecológica. De modo geral, tanto o tratamento AR como o ARN apresentaram grande quantidade de indivíduos *Pinus* sp., o que demonstra a influência que os tratamentos sofrem com a proximidade da área de estudo com um povoamento desta espécie.

As espécies *A. edulis* (chal-chal), *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha) e *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato) foram espécies regenerantes comuns aos tratamentos AR e ARN, sendo que no primeiro ano de monitoramento Ceconi (2010)

já observou que a *S. terebinthifolius* (aroeira-vermelha) e o *P. myrtifolia* (pessegueiro-do-mato) tinham potencial de se regenerar naturalmente na área avaliada. Essas espécies possuem elevada porcentagem de germinação e dispersão zoocórica, o que as torna atrativas à avifauna da região, sobretudo, o aumento das espécies zoocóricas são um importante indicativo do estabelecimento da floresta (Beltrán & Howe, 2020). Das espécies nativas com maior quantidade de indivíduos, destaca-se a *S. terebinthifolius*, com uma soma de 27 indivíduos. Sendo que desses nove foram plantados no tratamento AR e o restante é originado pela influência da regeneração natural, que estão distribuídas igualmente nos tratamentos AR e ARN.

Essa grande quantidade de *S. terebinthifolius* pode estar associada à sua floração precoce, que pode ocorrer desde o primeiro ano de vida (Gama & Jesus, 2019), bem como à sua capacidade de sobreviver com baixo nível de nutrientes. Isto ocorre devido à espécie não ser muito exigente, estando adaptada a germinar e demonstrar um bom desenvolvimento em locais abertos e de pequenas clareiras (Staples *et al.*, 2020). Um estudo desenvolvido por Grizi (2010) identificou uma influência positiva do cultivo da *S. terebinthifolius* (Aroeira-vermelha) em áreas de recuperação, sobre os aspectos de fertilidade do solo a partir do segundo ano de implantação da espécie.

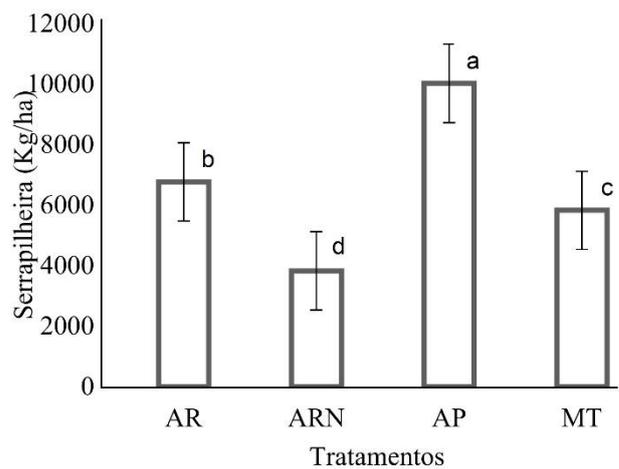
O índice de diversidade de Shannon encontrado para as espécies que se desenvolveram na área AR foi de 1,71. Já em ARN o valor decresce para 1,60, resultado da baixa diversidade florística da área. Apesar dos valores estarem coerentes com o exposto por Bambolim *et al.* (2018), que descreveu que o valor desse índice normalmente fica entre 1,5 e 3,5, estudos apontam que para amostras menores que 50 indivíduos a diversidade é subestimada e que o índice perde a capacidade de discriminar comunidades (Hubálek, 2000).

Associado a esses resultados cabe salientar ainda, a importância da serapilheira no processo de restauração, a qual sua formação faz parte do retorno de matéria orgânica e de elementos essenciais para o solo, sendo a principal forma de deslocamento de nutrientes da vegetação para o solo florestal (Martins *et al.*, 2018). A média de produção de serapilheira em massa seca em ordem decrescente encontrada foi: 10.021 kg ha⁻¹ no tratamento AP (5% folhas, 11% galhos, 6% gramíneas e 78% acícula), 6.761 kg ha⁻¹ no tratamento AR (12% folhas, 7% galhos, 41% gramíneas e 40% miscelânea), seguido por 5.824 kg ha⁻¹ no tratamento MN (33% folhas, 31% galhos, 36% miscelânea) e por 3.820 kg ha⁻¹ no tratamento ARN (11% folhas, 6% galhos, 50% gramíneas e 33% miscelânea). Resultados com valores superiores foram encontrados Cordeiro *et al.*, (2016) na mesma região do estado em mata nativa com 6.65 kg ha⁻¹ de deposição anual de serapilheira e 65,69% de folhas, 20, 21 % de miscelânea e 14, 10 % de galhos.

Estatisticamente os tratamentos apresentaram diferenças (Figura 3). O tratamento AP apresentou a maior produção de serapilheira, porém isto não significa que a área apresenta uma boa fertilidade. Este valor pode estar relacionado com a elevada quantidade de acículas, pois trata de um material de difícil degradação devido à grande quantidade de lignina

(Carvalho *et al.*, 2019). Assim, quanto maior a velocidade de deposição deste material sobre o solo e menor a velocidade da sua decomposição, maior será a quantidade de serapilheira depositada na área (Villa *et al.*, 2016), influenciando o modo da ciclagem de nutrientes.

Figura 3- Formação da serapilheira nos diferentes tratamentos. Legenda: AR- área recuperada, ARN- área em processo de regeneração natural, AP- área com *Pinus* sp. e MN- área de mata nativa. *Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5 % de probabilidade de erro.



O tratamento AR apresentou valores menores de serapilheira quando comparado com o tratamento AP e valor superior aos tratamentos MN e ARN. Destaca-se também a semelhança na composição do material da serapilheira dos tratamentos AR e ARN, que apresentaram proximidades no valor de folhas e galhos, contudo verifica-se que o tratamento AR possuiu menores quantidades de gramíneas e uma maior contribuição na fração de miscelânea. Possivelmente associada a maior presença de espécies nativas que foram plantadas e que contribuíram com a maior quantidade de serapilheira, consequentemente uma maior ciclagem de nutrientes no local. Na medida em que vai ocorrendo decomposição da serapilheira acumulada no solo, geralmente ocorre um contínuo aumento da fertilidade, principalmente devido ao restabelecimento de nutrientes presentes na matéria orgânica (Toscan; Guimarães; Temponi, 2017), o que também beneficia o incremento de biomassa microbiana do solo e da biodiversidade edáfica.

O tratamento MN acumulou 5.824 kg/ha⁻¹ massa seca de serapilheira, valor esse compatível com os valores encontrado por Brun (2011), onde estudando estágios sucessionais de regeneração, constatou um acúmulo de 5.200; 5.700 e 7.100 Kg ha⁻¹ de serapilheira para os estágios médio, avançado e floresta primária, respectivamente. Enquanto Schumacher *et al.* (2018) relatam um acúmulo de 6.900 Kg ha⁻¹, para uma Floresta Estacional Decidual em Santa Maria, RS, ficando este valor acima do encontrado para o tratamento MN. Em contrapartida, o tratamento MN registrou uma ligeira queda no acúmulo da serapilheira quando comparada com tratamento AR, podendo estar associado à alta atividade decompositora da amostra, o que justificaria um maior valor de matéria orgânica. A análise da composição foliar é considerada a fração mais adequada para comparar os tratamentos, uma vez que fornece a maior

quantidade de nutrientes para o solo, contribuindo de forma efetiva com a ciclagem de nutrientes (De Menezes *et al.*, 2020).

Visto dessa forma, verifica-se que o tratamento MN, apesar de não ter o maior acúmulo de serapilheira, apresentou a maior porcentagem de folhas, com 33%, seguido pelo tratamento AR com 12%, ARN com 11% e por fim o tratamento AP com 5%. A composição da serapilheira acumulada nas mais diversas florestas, na maioria das vezes, é formada principalmente por folhas, cerca de 60% a 80% e o restante é composto por ramos e cascas (He & Monaco, 2017). Entretanto, neste estudo verificaram-se valores mais baixos para a fração das folhas e valores mais elevados para a fração de gramíneas nos tratamentos AR (41%) e ARN (50%) e para a fração miscelânea, sendo encontrados os seguintes valores para os tratamentos AR 40%, MN 36% e no ARN 33%.

As espécies gramíneas presentes em grande quantidade na camada de serapilheira no tratamento ARN, contribuem com a parcela de material em decomposição e ajudou a manter a umidade do solo. Por outro lado, pode impedir a formação de um banco de sementes e/ou plântulas no solo, causado pela manta que se forma sobre o mesmo e ocasiona o abafamento abaixo desta cobertura (Krishna & Mohan, 2017). Deste modo, é fundamental monitorar e controlar as gramíneas invasoras em áreas de recuperação impedindo a sua influência negativa na regeneração natural.

A porcentagem de cobertura do solo por gramíneas mostrou-se com incidência elevada no tratamento ARN, com 85,5% do solo coberto por estas, enquanto o tratamento AR apresentou um valor de 50%. Estes altos percentuais correspondem aos resultados obtidos na análise da composição da serapilheira já discutidos anteriormente. Provavelmente, esses altos valores estão relacionados à baixa cobertura de copas, a falta de algum tipo de intervenção de limpeza da área e influência do histórico, visto que, as características do entorno demonstram alta incidência de gramíneas.

Assim, é importante que o desenvolvimento da cobertura de copa seja rápido para dominar a competição por gramíneas, bem como buscar práticas inovadoras de controle da competição e utilizar as espécies florestais mais adaptáveis às condições reais do campo, tais como as espécies zoocóricas que possuem uma maior resistência a gramíneas (De Almeida & Viani, 2019). A ordem da fração foliar vista anteriormente, foi a mesma para os valores obtidos da matéria orgânica. Isto pode ter sido causado pelo fato de o fornecimento de nutrientes ao solo estar mais relacionado com a quantidade de folhas produzidas do que à qualidade da mesma ao longo do ano (Bauer, Führ; Schmitt, 2017).

Por sua vez, Castellanos-Barliza *et al.* (2018) expõem que a produção de material orgânico é influenciada pela ciclagem de nutrientes, que por sua vez, é influenciada pela deposição e decomposição da serapilheira. Os valores de matéria orgânica encontrados para os tratamentos foram: 4,82% (MN), 4,70% (AR), 4,13% (ARN) e 3,70% (AP), sendo que os tratamentos MN e AR não diferiram estatisticamente. Houve um aumento nos teores da matéria orgânica nos tratamentos AR e ARN quando comparado com os valores

encontrados por Ceconi (2010), ficando próximo aos valores obtidos para o tratamento MN e superiores ao tratamento AP. Isto é reflexo do aumento na quantidade e diversidade de plantas e dos microrganismos nas áreas. Contudo, este é um processo lento que necessita de estratégias de aceleração do incremento de matéria orgânica.

Os resultados da análise química revelaram que a CTC potencial e efetiva foi alterada pelos tratamentos testados. Para CTC pH7 as médias não foram estatisticamente diferentes entre AR, ARN e MN (Tabela 3). Entretanto a matéria orgânica do solo no tratamento AR (4,7%) foi estatisticamente diferente apenas dos tratamentos ARN (4,13%) e AP (3,7%), provavelmente pelas diferenças de vegetação estabelecidas nos locais.

Os valores encontrados de fósforo foram baixos para todos os tratamentos (Tabela 4). Contudo, a maioria dos solos brasileiros apresenta uma deficiência de fósforo, sendo este um elemento limitante para o crescimento das plantas, pois é responsável por impulsionar o desenvolvimento das raízes (Schumacher *et al.*, 2018).

Estudos desenvolvidos por vários pesquisadores têm mostrado a relação do crescimento de algumas espécies com a concentração de fósforo. Souza *et al.* (2009), por exemplo, desenvolveu uma pesquisa com o objetivo de identificar as exigências nutricionais do *C. fissilis* (Cedro) onde avaliou os efeitos da fertilização completa e da omissão de nutrientes no desenvolvimento de plântulas dessa espécie.

Os resultados obtidos neste estudo mostraram que o N e P foram os nutrientes mais limitantes para o desenvolvimento da espécie. Os teores de S e B no solo não apresentaram diferenças significativas de acordo os tratamentos testados. Provavelmente isto ocorreu pelo pouco tempo de estabelecimento do estudo (sete anos). Todavia, parâmetros biológicos e microbiológicos são indicadores de respostas mais rápida que o teor de nutrientes para indicar a qualidade do solo. Sendo também considerados ótimos indicadores da qualidade do solo, com respostas rápidas sob as ações antrópicas e climáticas, o que favorece no monitoramento de recuperação de áreas degradadas (Schloter *et al.*, 2018).

Tabela 4- Atributos químicos do solo no tratamento área em recuperação (AR), tratamento área em regeneração natural (ARN), tratamento *Pinus* sp e tratamento mata nativa (MN).

*Médias seguidas de letras iguais não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro. H+Al: acidez potencial; Al: alumínio trocável; MO: matéria orgânica; CTC pH7: capacidade de troca de cátions potencial; CTC efet: capacidade de troca de cátions efetiva; V: saturação por bases; Ca: cálcio trocável; Mg: magnésio trocável; K: potássio disponível; P: fósforo disponível; S: enxofre disponível; Cu: cobre disponível; Zn: zinco disponível; B: boro disponível.

Atributo	AR	ARN	AP	MN
pH em água	5,15* a	5,08 a	5,13 a	4,86 a
H+Al (cmol _c dm ⁻³)	14,35 a	15,48 a	10,60 a	16,88 a
Al (cmol _c dm ⁻³)	1,45 a	2,03 a	1,05 a	1,75 a
MO (%)	4,70 a	4,13 b	3,70 c	4,82 a
CTC pH7 (cmol _c dm ⁻³)	27,73 a	27,23 a	20,38 b	23,78 ab
CTC efet (cmol _c dm ⁻³)	14,83 a	13,78 a	10,83 b	8,65 c
V (%)	49,73 a	43,95 ab	48,48 a	29,08 b
Ca (cmol _c dm ⁻³)	8,76 a	7,78 a	6,70 ab	4,93 b
Mg (cmol _c dm ⁻³)	4,43 a	3,78 ab	2,90 b	1,83 c
K (mg dm ⁻³)	86,0 a	84,0 ab	64,0 b	53,0 c
P (mg dm ⁻³)	2,08 a	2,20 a	2,63 a	2,23 a
S (mg dm ⁻³)	14,80 a	16,35 a	15,83 a	16,93 a
Cu (mg dm ⁻³)	0,84 b	0,88 ab	1,04 a	0,77 b
Zn (mg dm ⁻³)	1,39 a	1,42 a	0,66 b	1,18 a
B (mg dm ⁻³)	0,28 a	0,28 a	0,23 a	0,23 a

O tratamento AR apresentou a maior quantidade de serapilheira e uma maior atividade de FDA, em torno de 59,48 mg F g solo seco⁻¹ h⁻¹. Já o tratamento ARN e MN não apresentaram diferenças estatísticas, com valores de 49,54 mg e 45,36 mg F g solo seco⁻¹ h⁻¹, respectivamente, e por último o tratamento AP com 35,22 mg F g solo seco⁻¹ h⁻¹ (Figura 4A). Apesar de o tratamento ARN apresentar valores de FDA maiores que ao tratamento MN e AP, este foi o que obteve o menor valor de serapilheira entre todos os tratamentos. Entretanto, 50 % da composição da serapilheira desta área é formada por gramíneas e o seu sistema radicular pode ter contribuído com o material orgânico, aumentando a atividade da FDA, pois ela atua na decomposição da matéria orgânica do solo (Carmo *et al.*, 2012).

Os valores da β -glucosidase (106,95 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹) e fosfatase (1141 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹) foram maiores para o tratamento MN (Figura 4B e 4C).

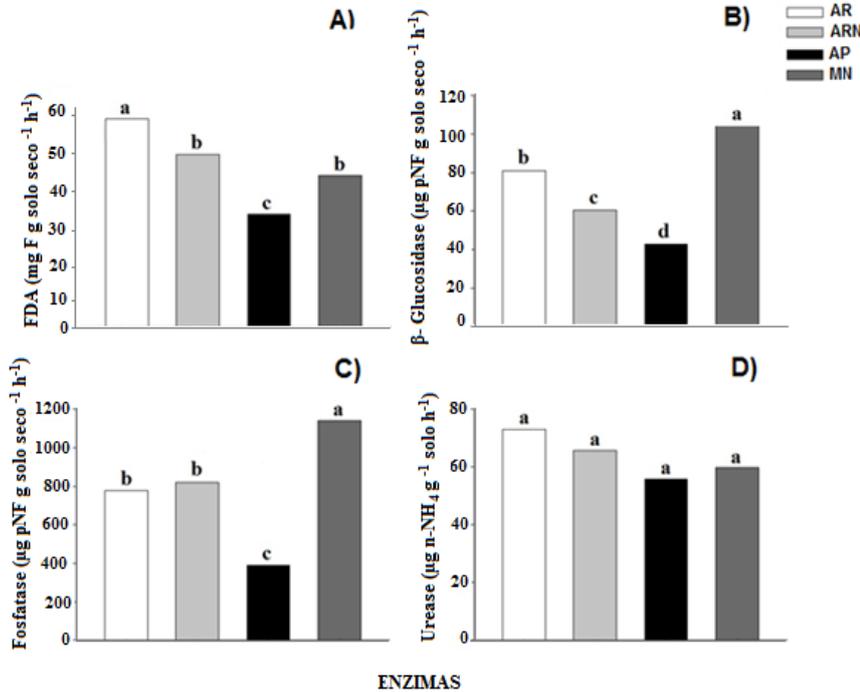
Este comportamento deve ter ocorrido em resposta fração foliar, pois apesar de não ser a área com maior quantidade de serapilheira foi o tratamento que apresentou a maior porcentagem foliar, com 33%. O tratamento AR teve a maior

quantidade de serapilheira e a segunda maior porcentagem de folhas, o que influenciou na maior atividade da β -glucosidase (80,86 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹), quando comparado ao tratamento ARN (60,54 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹) apresentado diferenças estatísticas. Porém o tratamento AR apresentou uma menor atividade da fosfatase (777 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹), enquanto os tratamentos ARN (818 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹) e o tratamento MN (1141 μ g pNF g solo seco⁻¹ h⁻¹) apresentaram valores maiores, porém não diferiram estatisticamente. O tratamento AP apresentou a maior quantidade de serapilheira, isto influenciado pela grande quantidade de acículas, que é de difícil degradação, originando menores valores para porcentagem de folhas, matéria orgânica, FDA, β -glucosidase e fosfatase.

Na análise enzimática do solo não foram registradas diferenças significativas entre as áreas estudadas para os valores da urease (Figura 4D). Este resultado era o esperado, tendo em vista que a atividade desta enzima tende a ser mais baixa no início da sucessão ecológica aumentar conforme ocorrem melhorias na vegetação e o aumento da matéria orgânica, sendo na fase do clímax o ponto auge da sua atividade (Pancholy & Rice, 1973).

Figura 4- Valores da Hidrólise do Diacetato de Fluoresceína (FDA) (A), β -Glicosidase (B), Fosfatase (C) e da urease (D) em amostras de solo dos tratamentos AR (Área recuperada), ARN (Área de regeneração natural), AP (Área de *Pinus* sp) e MN (Mata nativa).

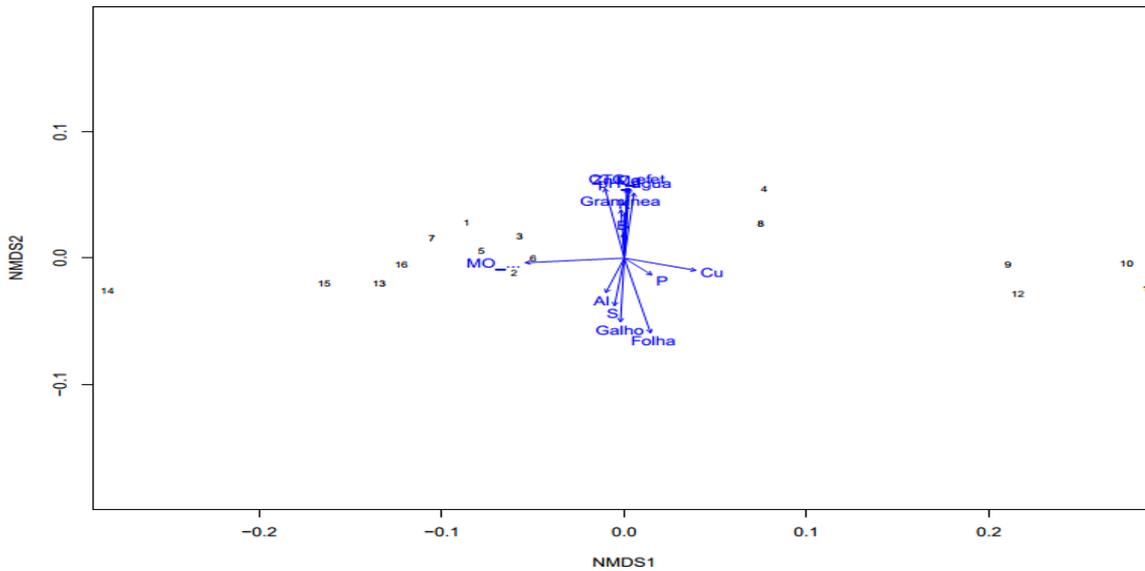
* As médias seguidas pela mesma letra não diferem estatisticamente entre si pelo teste de Duncan a 5% de probabilidade de erro.



Estudos comprovam que as enzimas são bons indicadores da qualidade do solo. Por exemplo, Marcuzzo *et al.* (2014) analisaram duas áreas com sete anos de restauração e compararam seus resultados com uma área de referência de floresta natural com intuito de avaliar a atividade enzimática como indicador biológico. Os autores concluíram que as enzimas amidase, urease, fosfatase e arilsulfatase se manifestaram como um bom indicador de restauração ecológica, confirmando que as duas áreas restauradas resgataram o processo de sucessão, contudo não alcançaram a condição da floresta natural (área de referência). Também Mendes *et al.*, (2016) verificaram o potencial das análises de atividade enzimática, considerando a arilsulfatase, β -glicosidase e fosfatase ácida como indicadores de grande sensibilidade. Uma meta-análise utilizando 139 observações de 62 estudos de todo o mundo (Wade *et al.*, 2018) concluiu que todas as atividades enzimáticas foram maiores no plantio

direto em comparação com o preparo do solo, ou seja, toda atividade que altera o solo reduz sua capacidade biológica. O trabalho de Silva (2004) demonstrou que os solos reflorestados com espécies nativas e exóticas exibiram uma maior atividade microbiológica. Com relação à hidrólise de FDA, constatou-se que é um indicador eficiente da atividade microbiológica, principalmente em solos reflorestados. A ordenação pela análise de escalonamento multidimensional não-métrico (NMDS) (Figura 4) separou as amostras de acordo com o efeito dos parâmetros químicos e da serapilheira sobre a atividade enzimática do solo. Por meio dessa ordenação pode-se observar que a matéria orgânica foi o parâmetro que mais influenciou os agrupamentos dos pontos referentes aos tratamentos AR (1-3), tratamento ARN (5-7) e o tratamento MN (13-16), enquanto o tratamento de AP (9-12) e os pontos 4, 8 e 14 não teve similaridade com as unidades amostrais.

Figura 5- Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS) de acordo com o efeito dos parâmetros químicos e da serapilheira sobre a atividade enzimática do solo nos tratamentos AR (1-4), tratamento ARN (5-8), tratamento AP (9-12) e tratamento MN (13-16).



Por meio desta análise ficou evidente a importância de promover o aumento da matéria orgânica nas áreas que sofreram algum processo de degradação. Para que isso ocorra é necessário o retorno da vegetação e aumento da cobertura vegetal, assim terá uma maior deposição de serapilheira sobre o solo, que ao se decompor elevariam o teor de matéria orgânica, que resultaria na ciclagem de nutrientes ocasionado pela atividade enzimática deste solo.

Por fim, os indicadores ecológicos usados neste estudo adequaram-se como linha de base por apresentar valores de naturalidade como as referências de restauração possibilitando comparar diferentes áreas como tratamentos (Londe *et al.*, 2020).

CONCLUSÃO

Considerando as condições deste estudo, até o momento, concluímos que após sete anos ocorreram melhorias durante o processo de restauração na área de mata ciliar do riacho Lagoão do Ouro, pois a atividade enzimática foi influenciada positivamente pela matéria orgânica devido aumento da serapilheira. Também constatamos que a técnica de plantio por nucleação utilizada no tratamento AR é mais adequada para recuperar a área degradada, devido ao baixo potencial de regeneração natural da região. Por fim, afirmamos que o monitoramento da área em processo de recuperação foi fundamental, pois permitiu identificar quais espécies de grupo funcional classificadas como preenchimento usadas no plantio por nucleação, podem ser recomendadas em situações semelhantes de degradação e de mesma região, pois apresentaram melhor desempenho de acordo com os indicadores mensurados.

REFERÊNCIAS

- ALVARES, Clayton Alcarde e colab. **Köppen's climate classification map for Brazil**. Meteorologische Zeitschrift, v. 22, n. 6, p. 711–728, 2013.
- BABWETEERA, F.; BROWN, N. **Can remnant frugivore species effectively disperse tree seeds in secondary tropical rain forests**. Biodiversity and Conservation, p.1611-1627. 2009.
- BAMBOLIM, Amauri e DONDE, Abilene Rodrigues e WOJCIECHOWSK, Júlio César. Análise Fitossociológica e Estrutura Florística de uma Floresta Estacional Decidual. **Journal of Neotropical Agriculture**, v. 5, n. 2, p. 62–68, 2018.
- BAUER, Danielle. Dinâmica do acúmulo e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Semi Decídua Subtropical. **Pesquisas:Botânica**, n. 1, p. 225–235, 2017.
- BELTRÁN, Luis C. e HOWE, Henry F. The frailty of tropical restoration plantings. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 16–21, 2020.
- BENITES, Rony Marcos Almeida e colab. Núcleo, cardboard, or manual crowning: which maintenance technique is most cost-effective in tree seedling survival establishment? **Journal of Environmental Management**, v. 270, n. May, 2020.
- BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 33, DE 30 DE DEZEMBRO DE 1994-Define os estágios sucessionais das formações vegetais do bioma Mata Atlântica no estado do Rio Grande do Sul**. 1994.
- BRASIL. **RESOLUÇÃO Nº 429, DE 28 DE FEVEREIRO DE 2011-Dispõe sobre a metodologia de recuperação das Áreas de Preservação Permanente - APPs**. 2011.

BROWER, J. E.; ZAR, J. H. Field and laboratory methods for general ecology. 2.ed. Iowa: **Brow Publishers**, p. 226. 1984.

BROWNE, Michelle e FRASER, Gavin e SNOWBALL, Jeanette. Economic evaluation of wetland restoration: a systematic review of the literature. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 6, p. 1120–1126, 2018.

BRUN, F. G. K. et al. Impactos ambientais no entorno da sanga “Lagoão do Ouro” – bairro Camobi, Santa Maria (RS). *Ambiência* - **Revista do Setor de Ciências Agrárias e Ambientais**. v. 7. n. 3. 2011.

BUDKE, Jean Carlos e colab. Florística e fitossociologia do componente arbóreo de uma floresta ribeirinha, arroio Passo das Tropas, Santa Maria, RS, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, n. 3, p. 581–589, 2004.

CARMO, F. F. et al. Frações granulométricas da matéria orgânica em latossolo sob plantio direto com gramíneas. **Biosci. J.**, Uberlândia, v. 28, n. 3, p. 420-431, 2012.

CARVALHO, F.F.; BARRETO-GARCIA, P.A.B.; ARAGÃO, M.A.; VIRGENS, A.P.; Litterfall and litter decomposition in Pinus and native forests. **Floresta e Ambiente**, v.26, n.3, 2019.

CASTELLANOS-BARLIZA, Jeiner e colab. Contributions of organic matter and nutrients via leaf litter in an urban tropical dry forest fragment. **Revista de Biologia Tropical**, v. 66, n. 2, p. 571–585, 2018.

CECONI, Denise Ester; POLETTO, Igor ; SALVADOR, Simone Martini ; ELTZ, F. L. F. ; POLETTO, T. ; FANTINEL, B. . Avaliação da regeneração natural da mata ciliar da Sanga Lagoão do Ouro na microbacia hidrográfica do Vacacaí-mirim, Santa Maria – RS. In: VIII REUNIÃO SUL-BRASILEIRA DE CIÊNCIA DO SOLO, 2010, Santa Maria - RS. Anais.... Viçosa: SBCS, 2010.

CHAZDON, Robin L. e GUARIGUATA, Manuel R. **Natural regeneration as a tool for large-scale forest restoration in the tropics: prospects and challenges**. *Biotropica*, v. 48, n. 6, p. 716–730, 2016.

CORDEIRO, Elaine e colab. **Aporte de serapilheira em uma floresta nativa na região central do rs , Brasil**. Anais do 8° salão Internacional de Ensino, Pesquisa e Extensão da UNIPAMPA, p. 4–7, 2020.

CROUZEILLES, Renato e colab. **Relatório Temático sobre Restauração de Paisagens e Ecossistemas**. [S.l.: s.n.], 2019.

DE ALMEIDA, Crislaine e VIANI, Ricardo A.G. Selection of shade trees in forest restoration plantings should not be based on crown tree architecture alone. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 4, p. 832–839, 2019.

DE MENEZES, Luis Fernando Tavares e colab. Different patterns of nutrient cycling in contiguous phytophysiognomies of Atlantic Forest, Brazil. **Floresta e**

Ambiente, v. 27, n. 1, p. 1–12, 2020.

DICK, R. P.; BREACKWELL, D. P.; TURCO, R. F. Soil enzyme activities and biodiversity measurements as integrative microbiological indicators. In: Doran, J. W.; JONES, A. J. (eds) **Methods for assessing soil quality**. Madison: SSSA, p. 247-271. 1996.

DOS REIS OLIVEIRA, Paula C. e colab. Over forty years of lowland stream restoration: Lessons learned? **Journal of Environmental Management**, v. 264, p. 110417, 2020.

FILHO, Pedro Lima e colab. Seedling production of ceiba speciosa in different volume of tubes using biosolids as substrate. **Ciencia Florestal**, v. 29, n. 1, p. 27–39, 2019.

FILOSO, Solange e colab. Impacts of forest restoration on water yield: A systematic review. **PLoS ONE**, v. 12, n. 8, p. 1–26, 2017.

FREITAG, R.; BONINI, I.; DA SILVA, N.M.; VECCHIATO, A.B. Técnicas nucleadoras e adubação verde em unidades demonstrativas de restauração ecológica. **Revista de Ciências Agrárias**, n.4, v.1, p.56-71, 2018.

GANN, George D. e colab. International principles and standards for the practice of ecological restoration. Second edition. **Restoration Ecology**, v. 27, n. S1, p. S1–S46, 2019.

GLOBAL FOREST WATCH. Dados oficiais de desmatamento. Global Forest Watch Mapping 2019. www.onetreeplanted.org/global/forest-watch, Acesso em 28 de julho de 2020.

GIORIA, Margherita e PYŠEK, Petr e OSBORNE, Bruce A. Timing is everything: Does early and late germination favor invasions by herbaceous alien plants? **Journal of Plant Ecology**, v. 11, n. 1, p. 4–16, 2018.

GREEN, V.; STOTT, D. E.; MIACK, M. Assay for fluorescein diacetate hydrolytic activity: Optimization for soil samples. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford, v. 38, n.3, p. 693- 701, 2006.

GRIZI, F. A. **Aspectos fisiológicos de aroeira (*Schinus terebinthifolius Raddi*), sob níveis distintos de saturação hídrica em ambiente protegido, e área ciliar em processo de recuperação**. Tese (Doutorado Engenharia Florestal) - Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2010.

HE, Huiqin e MONACO, Thomas. Litter accumulation and nutrient content of roadside plant communities in Sichuan Basin, China. **Plants**, v. 6, n. 3, p. 1–12, 2017.

HOLL, Karen D. e colab. **Applied nucleation facilitates tropical forest recovery: Lessons learned from a 15-year study**. [S.l.: s.n.], 2020.

HOLL, Karen D. e BRANCALION, Pedro H.S. Tree planting is not a simple solution. **Science**, v. 368, n. 6491, p. 580–581, 2020.

- HUBÁLEK, Z. Measures of species diversity in ecology: an evaluation. **FOLIA ZOOLOGICA-PRAHA-**, v. 49, n. 4, p. 241-260, 2000.
- HUA, Fangyuan e colab. Tree plantations displacing native forests: The nature and drivers of apparent forest recovery on former croplands in Southwestern China from 2000 to 2015. **Biological Conservation**, v. 222, n. March, p. 113–124, 2018.
- KILCA, V. R.; LONGHI, J. S. A composição florística e a estrutura das florestas secundárias no rebordo do Planalto Meridional. In: SCHUMACHER, M. V. et al. (Org.). **A Floresta Estacional Subtropical: caracterização e ecologia no rebordo do Planalto Meridional**. Santa Maria: Pallotti, 2011. 320p.
- KRISHNA, M. P. e MOHAN, Mahesh. Litter decomposition in forest ecosystems: a review. **Energy, Ecology and Environment**, v. 2, n. 4, p. 236–249, 2017.
- LONDE, Vinícius e colab. Reference and comparison values for ecological indicators in assessing restoration areas in the Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 110, n. May 2019, p. 105928, 2020.
- NUNES, Y.R.F.; FAGUNDES, N.C.A.; VELOSO, M.D.M.; GONZAGA, A.P.D.; DOMINGUES, E.B.S.; ALMEIDA, H.S.; CASTRO, G.C.; SANTOS, R.M. Sobrevivência e crescimento de sete espécies arbóreas nativas em uma área degradada de Floresta Estacional Decidual, norte de Minas Gerais. **Revista Árvore**, v.39, n.5, p.801-810, 2015.
- MANGUEIRA, Julia Raquel S.A. e D. HOLL, Karen e RODRIGUES, Ricardo R. Enrichment planting to restore degraded tropical forest fragments in Brazil. **Ecosystems and People**, v. 15, n. 1, p. 3–10, 2019.
- MARCUZZO, S. B. et al. Comparação entre áreas em restauração e área de referência no Rio Grande do Sul, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.38, n.6, p.961-972, 2014.
- MARCUZZO, S. B.; ARAÚJO, M. M.; GASPARIN, E. Plantio de espécies nativas para restauração de áreas em unidade de conservação: Um estudo de caso no sul do Brasil. **Floresta**. Curitiba. 2015.
- MARCUZZO, Suzane Bevilacqua e VIERA, Márcio e SALIN, Marcio. Regeneration under the canopies of native species in a restoration area. **Floresta e Ambiente**, v. 27, n. 1, p. 1–8, 2020.
- MARTINS, W.B.R.; FERREIRA, G.C.; SOUZA, F.P.; DIONÍSIO, L.F.S.; OLIVEIRA, F.A. Deposição de serapilheira e nutrientes em áreas de mineração submetidas à métodos de restauração florestal em Paragominas, Pará. **Revista Floresta**, v.48, n.1, p.37-48, 2018.
- MAZÓN, Marina e colab. Monitoring attributes for ecological restoration in Latin America and the Caribbean region. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 5, p. 992–999, 2019.
- MCDONALD, Tein e colab. The SER Standards, cultural ecosystems, and the nature-culture nexus—a reply to Evans and Davis. **Restoration Ecology**, v. 27, n. 2, p. 243–246, 2019.
- MELI, Paula e colab. Optimizing seeding density of fast-growing native trees for restoring the Brazilian Atlantic Forest. **Restoration Ecology**, v. 26, n. 2, p. 212–219, 2018.
- MENDES, Iêda Carvalho e colab. Bioanálise De Solo : Aspectos Teóricos E Práticos. **Embrapa Cerrados**, v. 1, n. 1, p. 1–64, 2019.
- OKSANEN J. *et al.* **Vegan: Community Ecology Package. R Package Version 2.3-5**. 2016. Disponível em: <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>. Acessado em: 18. Abr. 2016.
- PERTILE, Mariane e colab. Responses of soil microbial biomass and enzyme activity to herbicides imazethapyr and flumioxazin. **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1–9, 2020.
- RAMOS, Marli e colab. Dispersão e impacto de *Pinus elliottii* Engelm. var. *elliottii* em área ripária na Floresta Nacional de Capão Bonito - SP. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 1, p. 75, 2019.
- RYDGREN, K.; HALVORSEN, R.; TOPPER.; AUESTAD, I.; HAMRE, L.N.; JONEJANS, E.; SULAVIK, J. Advancing restoration ecology: A new approach to predict time to recovery. **Journal of Applied Ecology**, v.56, p.225-234, 2019.
- REID, J. Leighton e FAGAN, Matthew E. e ZAHAWI, Rakan A. Positive site selection bias in meta-analyses comparing natural regeneration to active forest restoration. **Science Advances**, v. 4, n. 5, p. 1–4, 2018.
- REIS, Simone Matias e colab. Influência do sombreamento no desenvolvimento inicial e eficiência no uso de nutrientes de *Dilodendron bipinnatum* Radkl (Sapindaceae). **Scientia Forestalis/Forest Sciences**, v. 43, n. 107, p. 581–590, 2015.
- RESENDE, L. A. et al. Crescimento e sobrevivência de espécies arbóreas em diferentes modelos de plantio na recuperação de área degradada por disposição de resíduos sólidos urbanos. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v.39, n.1, p.147-157. 2015.
- RODRIGUES, R. R.; BRANCALION, P. H. S.; ISERNHAGEN, I. Pacto pela restauração da mata atlântica: referencial dos conceitos e ações de restauração florestal. Laboratório de Ecologia e Restauração Florestal. V. **Instituto BioAtlântica**. 2009.
- ROPPA, C. et al. Diagnóstico da percepção dos moradores sobre a arborização urbana na vila Estação Colônia – Bairro Camobi, Santa Maria – RS. **Revista da Sociedade Brasileira de Arborização Urbana**, v.2, n.2, 2007.
- SCHLOTTER, M.; NANNIPIERI, P.; SORENSEN, S.; VAN ELSAS, J.D. Microbial indicators for soil quality. **Biology Fertilization Soils**, v.54, p. 1–10, 2018.
- SCHUMACHER, M.V.; SZYMEZAK, D.A.; TRÜBY;

LONDERO, E.K.; MARAFIGA, J. Aporte de serapilheira e nutrientes em Floresta Estacional Decidual na região central do Rio Grande do Sul. **Revista Ciência Florestal**, v.28, n.2, p.532-541, 2018.

SILVA, F.; AZEVEDO, CAV. **The assistat software version 7.7 and its use in the analysis of experimental data**. Afr. J. Agric. Res. V. 11, p. 3733-3740. 2016.

SILVA, M.; SIQUEIRA, E. R.; COSTA, J. L. da S. Hidrólise de diacetato de fluoresceína como bioindicador da atividade microbológica de um solo submetido a reflorestamento. **Revista Ciência Rural**, Santa Maria. v.34, n.5, 2004.

SOUZA, P. A. et al. Nutritional assessment of cedar seedlings (*Cedrela fissillis*; Vell.) grown in a greenhouse. **Cerne**, Lavras, v. 15, n.2, p. 236-243. P.8. 2009.

SPIAZZI, C. F. T. **Análise dos aspectos populacionais, infra-estrutura e equipamentos urbanos das Vilas Soares do Canto, Jardim e Aparício de Moraes no Bairro Camobi, Santa Maria – RS**. 2002. f. 67. Monografia (Bacharelado em Geografia). Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2002.

STRECK, E.V. et al. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: EMATER/RS; URGs, p.107. 2002.

STAPLES, Timothy L. e colab. Comparing the recovery of richness, structure, and biomass in naturally regrowing and planted reforestation. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 2, p. 347–357, 2020.

TEDESCO, M.J., GIANELLO, C., BISSANI, C.A. **Análises de solos, plantas e outros materiais**. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre. 1995.

TOSCAN, M.A.G.; GUIMARÃES, A.T.B.; TEMPONI, L.G. Caracterização da produção de serapilheira e da chuva de sementes em uma Reserva de Floresta Estadual Semi Decidual, Paraná. **Revista Ciência Florestal**, v.27, n.2, p.415-427, 2017.

VIANI, Ricardo A.G. e colab. Monitoring Young Tropical Forest Restoration Sites: How Much to Measure? **Tropical Conservation Science**, v. 11, 2018.

VILLA, Ester Bullich e colab. Aporte de serapilheira e nutrientes em área de restauração florestal com diferentes espaçamentos de plantio. **Floresta e Ambiente**, v. 23, n. 1, p. 90–99, 2016.

VOGEL, Huilquer Francisco e CAMPOS, João Batista e colab. Comparative analysis of birdlife in different ecological restoration methods with emphasis in the role of artificial perches. **Revista de Biologia Neotropical**, v. 14, n. 2, p. 111, 2018.

VOGEL, Huilquer Francisco e MCCARRON, Victoria Elizabeth Anne e ZOCCHÉ, Jairo José. Use of artificial perches by birds in ecological restoration areas of the Cerrado and Atlantic forest Biomes in Brazil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 13, n. 1, p. 24–36, 2018.

WADE, Jordon e colab. Sources of Variability that Compromise Mineralizable Carbon as a Soil Health Indicator. **Soil Science Society of America Journal**, v. 82, n. 1, p. 243–252, 2018.

MOREIRA, T. **Restauração Ecológica no Brasil : Desafios e Oportunidades**. WWF BRASIL.2017.

Sugestão de citação

AMARAL, G. M.; MARCUZZO, S. B.; SILVEIRA, A. O.; CECONI, D. E. Avaliação do processo de restauração de um fragmento de mata ciliar na região de Santa Maria, RS. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 15-14. 2020.

Como andam os lagartos com a mudança do clima? A performance fisiológica de *Glaucomastix littoralis* em diferentes temperaturas corpóreas

*How lizards handle the climate change? The physiological performance of *Glaucomastix littoralis* at different body temperatures*

Beatriz Nunes Cosendey¹, Barry Sinervo², Carlos Frederico Duarte Rocha¹, Donald Miles³, Patrícia Almeida-Santos¹, Paulo Nogueira-Costa⁴, Vanderlaine Amaral Menezes⁵

¹Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Departamento de Ecologia, Rio de Janeiro, RJ

²University of California, Ecology & Evolutionary Biology Department, Santa Cruz, CA (*in memoriam*)

³Ohio University, Center for Ecology and Evolutionary Studies, Columbus, OH

⁴Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas, Marabá, PA

⁵Fundação Centro Universitário Estadual da Zona Oeste, Unidade de Biologia, Rio de Janeiro, RJ

Resumo

Glaucomastix littoralis é uma espécie brasileira de lagarto da família Teiidae, endêmica de quatro restingas do Estado do Rio de Janeiro, que se encontra em perigo de extinção. O objetivo desse estudo foi avaliar a resistência da espécie sob diferentes temperaturas corpóreas. Para isso, identificamos as temperaturas voluntárias e preferenciais da espécie e traçamos sua curva de performance fisiológica, tendo como variáveis o tamanho, o desempenho locomotor e a temperatura crítica (máxima e mínima) dos indivíduos. Identificamos uma temperatura preferencial de 38°C (variando entre 37,3 e 40°C) para *G. littoralis*, com temperaturas voluntárias mínimas e máximas de 31°C e 43,6°C, respectivamente. A temperatura crítica da espécie variou entre 14,2 ± 1,6°C (mínima) e 42,4 ± 1,1°C (máxima) (média ± desvio padrão). Identificamos que o desempenho locomotor de *G. littoralis* foi influenciado tanto pelo tamanho dos indivíduos, quanto pela temperatura a qual foram submetidos durante a corrida, tendo essa última variável desempenhado um importante papel no vigor exibido durante o teste. O melhor desempenho locomotor dos indivíduos foi registrado na faixa de temperatura entre 35 e 40°C, não apresentando movimentação abaixo dos 20°C e acima dos 41°C. O desempenho locomotor está intimamente ligado com a manutenção da espécie, pois quando os lagartos ultrapassam sua faixa de temperatura ideal, gradualmente perdem suas capacidades de funcionamento e movimentação e aumentam seu tempo de permanência nos abrigos. Assim, mesmo que consigam suportar a temperatura do ambiente, a limitação dos movimentos irá interferir na sua dinâmica e ecologia, diminuindo a capacidade vital dos indivíduos e populações.

Palavras chave: performance fisiológica, Teiidae, temperatura preferencial, desempenho locomotor

Abstract

Glaucomastix littoralis is a threatened Brazilian lizard species belonging to the Teiidae family, endemic of four restinga areas (sand dune coastal habitats) of Rio de Janeiro State. The aim of this research was to investigate the species endurance to different body temperatures. For this, we identify voluntary and preferential temperature of the species and plot its curve of physiological performance, having as variable the size and locomotor performance of the individuals and the critical temperature (maximum and minimum) of the species. We identify a preferential temperature of 38°C (varying between 37.3 and 40°C) for *G. littoralis* and a maximum and minimum voluntary temperature of 31°C and 43.6°C, respectively. Critical temperature of species varied between 14.2 ± 1.6°C (minimum) and 42.4 ± 1.1°C (maximum). The locomotor performance of *G. littoralis* was influenced either by the size of the individuals, as by the temperature in which they were tested in, being this last variable showed higher influence on the stamina. Best performance of individuals (longest distance traveled in meters) was recorded in the temperature range of 35 and 40°C, showing no movements below 20°C and above 41°C. Species performance is highly connected with species persistence, because when lizards exceed their ideal temperature range, they gradually lose their functioning and movement capacities and increase their restriction hours in shelters. In this way, even if lizards can withstand the environmental temperature, the limitation of their movements will interfere in their dynamic and ecology, reducing vital capacity of individuals and populations.

Keywords: physiological performance, Teiidae, preferential temperature, stamina

INTRODUÇÃO

A crise climática é classificada como um forte fator de impacto ao ambiente natural, podendo causar alterações físicas no habitat, mudanças nas condições ambientais e alteração da biodiversidade (e.g. Sun et al., 2012; Cahil et al., 2015; IPCC, 2019). Além de causar mudanças na temperatura, umidade e precipitação as quais os seres estão acostumados, a crise climática também pode diminuir o número, e/ou descaracterizar, os micro-habitats com microclimas adequados às espécies (Wake, 2007; Sinervo et al., 2010; Diele-Viegas et al., 2020).

Os lagartos são, de forma geral, bons modelos para avaliar os riscos das mudanças ambientais nas espécies pois, além de serem ectotérmicos, têm sua ecologia térmica relativamente bem conhecida (Huey et al., 2009). Os lagartos realizam ajustes comportamentais e/ou fisiológicos a fim de atingir seu equilíbrio térmico, que é influenciado pela qualidade do habitat (Huey et al., 2010; Cooper et al., 2001; Menezes et al., 2000; 2011). Assim, eles utilizam diferentes estruturas da vegetação em busca de condições que melhor atendam suas necessidades diárias e de microclimas com temperaturas adequadas às suas atividades (Cosendey et al., 2019a; Silva e Araújo, 2008; Radder, 2005).

A sobrevivência de uma população depende da capacidade de movimentação dos seus indivíduos (i.e. forrageamento, busca por abrigo, demarcação de territórios, recursos e parceiros sexuais). No entanto, uma vez que a probabilidade de um indivíduo permanecer ativo varia com a temperatura ambiental, determinar a dependência térmica de traços fisiológicos particulares, como o desempenho locomotor, fornece meios para prever as respostas a novos nichos térmicos (Gunderson e Leal, 2016; Gilbert e Miles, 2016; 2017). Posto que a crise climática é identificada como a principal responsável pela alteração do nicho térmico dos organismos (Ribeiro e Navas, 2012), compreender como a variação da temperatura influencia a plasticidade fisiológica e comportamental dos indivíduos, seus limites de tolerância e como respondem às mudanças ambientais tem sido considerado um assunto chave para a manutenção do ambiente e manejo adequado das populações de lagartos (Bonino et al., 2015; Cahil et al., 2015). Nesse sentido, o desempenho fisiológico dos indivíduos pode ser analisado a partir de um viés ecológico uma vez que se unam dados sobre a ecologia da espécie e informações sobre a sensibilidade térmica da população, como a amplitude de temperatura corpórea e o desempenho locomotor em diferentes temperaturas (Huey e Stevenson, 1979).

As mudanças climáticas são consideradas uma das maiores ameaças à biodiversidade global, sendo uma das principais causas da prevista “sexta extinção em massa” (Cahil et al., 2015; Ceballos et al., 2015), havendo uma probabilidade de desaparecimento de 40% das populações e de 20% das espécies de lagartos até 2080 (Sinervo et al., 2010). Estudos acerca da influência da crise climática nas espécies de lagartos têm sido realizados com diferentes famílias ao redor do globo, não tendo sido identificados, no entanto, estudos dessa natureza com a família Teiidae até quatro anos atrás.

Glaucomastix littoralis (Rocha et al., 2000) é uma espécie de lagarto brasileira da família Teiidae classificada sob status de ameaça de extinção por órgãos ambientais nacionais na categoria “Em Perigo” (MMA/ ICMBio, 2018). Endêmica de apenas quatro restingas do Estado do Rio de Janeiro, essa espécie encontra-se ativa entre 8h00 e 15h00, com uma temperatura corporal média em torno dos 38°C (Teixeira-Filho et al., 1995; Menezes e Rocha, 2011). Devido à distribuição restrita e fragmentada de *G. littoralis* e ao seu estado de ameaça, a proteção de todas as suas populações é fundamental para a persistência da espécie.

Assim, a fim de gerar dados sobre a resistência de *G. littoralis* a diferentes temperaturas ambientais, traçamos a curva de performance fisiológica da espécie. Essas análises contribuirão com informações importantes para a manutenção das quatro únicas populações endêmicas desta espécie ameaçada, auxiliando sua conservação.

OBJETIVOS

O objetivo do estudo foi (1) estimar a temperatura preferencial da espécie; (2) mensurar o desempenho locomotor dos indivíduos (em diferentes faixas de temperatura e tamanhos corpóreos); e (3) calcular a temperatura crítica máxima e mínima da espécie.

METODOLOGIA

Local de estudo e Coleta de dados

Durante o período de atividade de *G. littoralis* (08h00-15h00), coletamos 25 indivíduos na restinga de Barra de Maricá – RJ. Os indivíduos foram coletados na fitofisionomia do tipo Aberto Não Inundado de Clússia, área de maior ocorrência da espécie (Menezes e Rocha, 2013), com o uso tanto de laços de nylon presos a varas de pesca, quanto com armadilhas de cola (Rocha et al., 2009). Esta restinga está localizada no município de Maricá, a leste da cidade do Rio de Janeiro (22°57'S, 42°52'W) e possui uma extensão de 6,2km de costa. O clima geral desta região é quente e úmido, com verão quente e chuvoso e inverno seco, sendo classificado como Aw no sistema de Köppen (Franco et al, 1984).

Dentre os lagartos coletados, cinco indivíduos eram jovens, treze adultos e sete não conseguimos definir o sexo. A determinação do sexo foi realizada pela eversão do hemipênis pressionando levemente com os dedos a base da cauda dos lagartos, além da observação do tamanho da largura da mandíbula. Embora seguro, o método da eversão pode causar desconforto se for forçado e evitamos causar qualquer estresse adicional aos indivíduos. Os jovens machos são parecidos em tamanho com as fêmeas adultas e, para alguns indivíduos, não conseguimos identificar o sexo de forma segura. Os indivíduos coletados foram transportados para o laboratório em sacos de pano ou filó e acondicionados individualmente em caixas de plástico transparentes de 20L (39 x 24 cm) com ventilação natural (pequenos orifícios para passagem de ar), mantidas em uma sala sem fluxo de pessoas externas. Cada caixa (terrário) foi forrada de areia e folhço, a fim de simular o substrato original ao qual a espécie está acostumada, sendo constantemente suprida de água. Quando acondicionados por mais de um dia, os indivíduos eram alimentados com tenébrios (larvas do besouro *Tenebrio molitor*).

Análise de dados

A performance (estamina) da espécie foi avaliada pelo desempenho locomotor dos indivíduos (Gilbert e Miles, 2017). Para isso, utilizamos uma esteira ergométrica pequena, fechada nas laterais com material opaco e com acrílico transparente na frente, que fornecia um estímulo visual para a corrida. Os indivíduos foram colocados, um por vez, na esteira em uma velocidade constante (0,27m/s) (Gilbert e Miles, 2016). Quando apresentavam dificuldade em manter a corrida, os indivíduos eram retirados da esteira e virados de costas; caso se desviassem sozinhos, eram estimulados a correr por mais um tempo, até atingir a exaustão (incapacidade de se desvirar quando colocado em decúbito dorsal; Huey et al., 1990).

O cálculo da estamina foi realizado com base no número total de metros percorridos por cada indivíduo (número de voltas da esteira). Todos os testes foram filmados para registro e análises. A variação do desempenho locomotor dos indivíduos nas diferentes faixas de temperatura (variando entre 13 e 44°C) foi testada pelo Modelo Linear Generalizado (GLM - do inglês *Generalized Linear Model*), tendo o comprimento rostro-cloacal (CRC) como covariável. O CRC de cada indivíduo foi mensurado (em milímetros) com um paquímetro e a temperatura dos indivíduos (em °C) foi mensurada com um termômetro digital (Ômega HH-25TC Thermometer) que estava acoplado a um fio ultrafino colado no ventre do lagarto (próximo a região peitoral) com fita micropore, antes e após a corrida.

A temperatura preferencial (T_{pref}) da espécie foi mensurada em pistas de placas de eucatex de aproximadamente 90 x 15 x 40 cm (comprimento x largura x altura) que criavam um gradiente fototérmico (Gilbert e Miles, 2017), sendo os cálculos realizados segundo Hertz e colaboradores (1993). Para o cálculo da temperatura crítica, colocamos os indivíduos próximos a uma lâmpada halógena de 100W (temperatura crítica máxima – $TC_{Máx}$) ou próximos a um recipiente com gelo (temperatura crítica mínima – $TC_{Mín}$) (Moritz et al, 2012). A cada minuto, a capacidade do indivíduo de retornar à posição normal (dorsal para cima) após ser virado com o ventre para cima era checada, sendo considerada sua temperatura crítica (máxima e mínima) o momento em que este perdia momentaneamente essa capacidade. Nesses três experimentos (T_{pref} , $TC_{Máx}$ e $TC_{Mín}$), a temperatura corporal dos indivíduos foi monitorada com auxílio de sensores de temperatura ligados a uma Hobbo Data Logger, que registrava a temperatura dos indivíduos por minuto.

As análises laboratoriais foram realizadas durante os meses de julho, agosto e outubro de 2015, sempre dentro do período de atividade da espécie. Os indivíduos foram selecionados para os testes de forma randômica. O teste de temperatura preferencial e estamina foram realizados, respectivamente, no máximo de duas a três vezes com cada indivíduo, em dias alternados, e nenhum indivíduo foi submetido aos dois testes de temperatura crítica (máxima ou mínima). As análises estatísticas e os gráficos foram desenvolvidas no software R. Para a realização desse trabalho, foram obtidas as devidas licenças pelo SISBIO n° 51223-4 e CEUA n° 8503241118. Após as sessões, os lagartos foram soltos na área de restinga onde foram capturados.

RESULTADOS*Análise de temperatura*

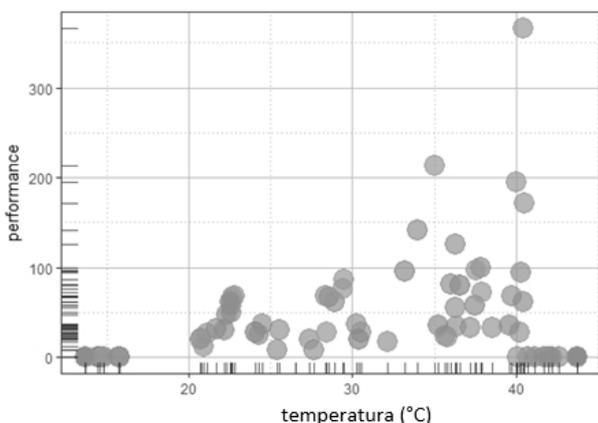
A análise da temperatura preferencial (T_{pref}) de *G. littoralis* resultou em um total de 5353 registros de temperatura. *Glaucomastix littoralis* apresentou uma T_{pref} de 38°C (mediana), com 50% dos valores registrados na pista de corrida variando entre 37,3°C e 40,0°C (amplitude de temperatura ou *set point range* - T_{set}). O registro de temperatura mais baixa voluntariamente atingida pela espécie durante o experimento foi de 31°C, enquanto a temperatura voluntária máxima foi de 43,6°C.

Para a análise de temperatura crítica (TC), foi utilizado um total de 46 registros (23 para TC_{min} e 23 para TC_{max}). Os limites da TC calculados para a espécie foram de até 23,1°C abaixo e 2,4°C acima da amplitude de temperatura da T_{set} . Assim, os indivíduos *G. littoralis* testados apresentaram uma TC_{min} média de $14,2 \pm 1,6^\circ\text{C}$ (10,3°C a 17,7°C) e uma TC_{max} média de $42,4 \pm 1,1^\circ\text{C}$ (40,1°C a 44,5°C).

Desempenho locomotor

O teste do desempenho locomotor contou com um total de 63 registros de estamina. Os indivíduos testados quanto ao desempenho locomotor apresentaram um comprimento rostro-cloacal (CRC) médio de $65,8 \pm 7,4$ cm, variando entre 53,7cm e 75,4cm. Os jovens tiveram um CRC médio de $54,3 \pm 2,1$ cm e os adultos de $69,8 \pm 2,7$ cm. Os indivíduos sem sexo determinado não foram considerados nas análises de diferenças sexuais. A maioria dos indivíduos (85,5% dos que apresentaram movimentação) obteve uma performance de até 100m de caminhada na esteira. A exceção foi um outlier com registro de desempenho muito superior aos demais (1752,4 m). Para não distorcer a análise dos dados, não usamos esse registro. Assim, a distância percorrida por *G. littoralis* variou entre 8 e 366,4m com uma movimentação média de $64,1 \pm 60,4$ m de caminhada (figura 1).

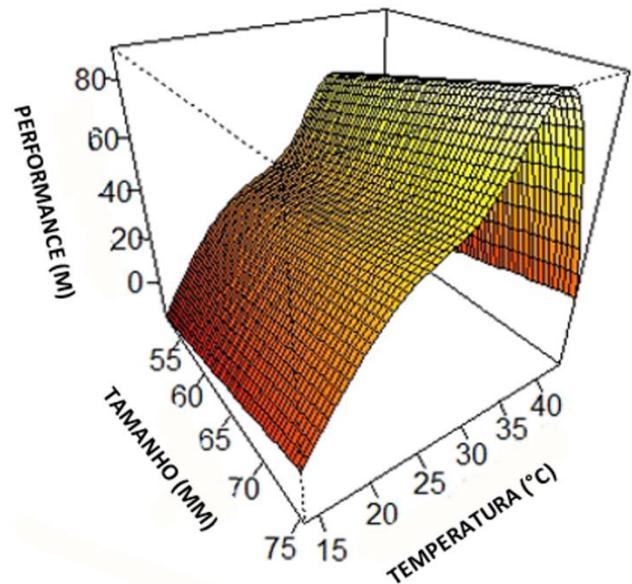
Figura 1 - Performance (em metros) dos 25 indivíduos *Glaucomastix littoralis* testados na esteira ergométrica em diferentes faixas de temperatura (°C).

*Curva de performance*

A partir dos dados de tamanho (CRC) e desempenho locomotor (estamina), traçamos a curva tridimensional de performance da espécie (figura 2), relacionando essas informações com a faixa de temperatura na qual os indivíduos foram testados. De acordo com o GLM, o desempenho locomotor da espécie foi influenciado tanto pela temperatura (GL = 54; $p < 0,001$; $Z = 22,1$) quanto pelo CRC

dos indivíduos (GL = 54; $p < 0,001$; $Z = 6,0$). No entanto, apesar dos indivíduos maiores tenderem a possuir uma melhor performance, a principal variável influenciando seu desempenho foi a temperatura. A curva demonstra maiores movimentações de *G. littoralis* (maior metragem percorrida) entre 35°C e 40°C, enquanto os extremos de temperatura (extremos da curva) exibem uma diminuição no desempenho seguida de ausência de movimentação (figura 2).

Figura 2 - Curva de performance dos indivíduos testados, relacionando as variáveis temperatura (°C) e tamanho (mm) com o desempenho locomotor (m) da espécie *Glaucomastix littoralis*.

**DISCUSSÃO**

O valor da temperatura preferencial mensurado para *G. littoralis* na pista de eucatex (38°C) está de acordo com a temperatura corpórea anteriormente identificada para a espécie, dentro da qual esta realiza suas atividades diárias (Menezes e Rocha, 2011). Um pouco além dos limites de 37,3°C e 40°C - limites mínimo e máximo da T_{pref} registrados na pista de corrida - foram identificadas as temperaturas voluntárias mínima e máxima (31°C - 43,6°C). Neste intervalo, os indivíduos ainda realizam suas atividades, porém em menor intensidade, até atingirem suas temperaturas críticas (TC) e por fim cessarem completamente a movimentação (Huey e Stevenson, 1979; Huey e Slatkin, 1976).

De acordo com a literatura, a temperatura crítica máxima (TC_{max}) é classificada como o ponto máximo de tolerância dos indivíduos a altas temperaturas (e.g. Zug et al, 2001; Huey e Stevenson, 1979, e Huey e Slatkin, 1976). A partir desse limite, a movimentação fica descoordenada e os indivíduos perdem a sua capacidade de escape, passando a correr risco de superaquecimento. Da mesma forma, a temperatura crítica mínima (TC_{min}) marca o limite de tolerância ao frio, abaixo do qual o indivíduo também perde a capacidade de movimentação e escape, podendo entrar em narcose e morrer por hipotermia.

Assim, as temperaturas críticas representam os limites térmicos após os quais a espécie perde sua habilidade motora, tornando-se mais vulneráveis. Diferentemente das

temperaturas voluntárias – maior e menor valor identificados pelo teste da temperatura preferencial – a TC é calculada por uma média de valores (Zug et al., 2001). Dessa forma, é possível que alguns indivíduos pontualmente ultrapassem o limite estipulado para TC sem que haja danos para o animal, como foi o caso da temperatura voluntária máxima, registrada em 43,6°C (em contraponto com os 42,4°C da TC_{máx}).

Glucomastix littoralis apresentou uma menor margem de segurança a temperaturas elevadas do que a baixas temperaturas, como esperado para a maioria dos metazoários (Randall et al., 2000), o que pode influenciar na sua capacidade em lidar com as mudanças climáticas (Medina et al, 2012). Quando os lagartos ultrapassam sua faixa de temperatura ideal (amplitude de T_{set}), os indivíduos gradualmente perdem suas capacidades de funcionamento e de movimentação (Zug et al, 2001). A alteração da resistência e do desempenho locomotor pode afetar o desenvolvimento e a reprodução da espécie uma vez que, influenciando sua locomoção, influenciam também seu forrageamento (Sinervo et al, 2010). A restrição do tempo gasto nas atividades vitais, pode diminuir, ao longo dos anos, a taxa reprodutiva dos indivíduos e conseqüentemente a densidade da população, podendo levar a extirpações locais e totais (Cosendey et al., 2016).

No ambiente natural, a faixa ótima de temperatura dentro da qual os lagartos exercem suas funções fisiológicas vitais é alcançada pelo ajuste da posição do corpo em relação ao substrato e pela busca por micro-ambientes com intensidades de luz e temperaturas distintas (Huey e Stevenson, 1979; Huey e Slatkin, 1976; Oliveira et al., 1994; Menezes et al., 2000; 2001; Dias e Rocha, 2014). A diversidade de micro-habitats proporcionada pela vegetação de uma área desempenha um importante papel auxiliar ao suprir essa necessidade de diferentes microclimas ao longo do dia, permitindo que os lagartos encontrem o seu equilíbrio térmico (Cosendey et al., 2019a). Com isso, os distúrbios ambientais, frequentes nas áreas de restinga onde a espécie ocorre (Cosendey et al, 2016; 2020), exercem grande influência na ecologia e dinâmica das populações.

Quando as temperaturas ambientais ultrapassam os limites da temperatura corpórea tolerada pelos indivíduos, estes permanecem nos abrigos diminuindo o número de horas em atividade no ambiente (Sinervo et al, 2010). O aumento das horas de restrição nos abrigos, apesar de ser um mecanismo de regulação térmica e fisiológica, prejudica o forrageamento e a busca de parceiros sexuais, podendo levar a uma mudança na dinâmica e ecologia das populações. De acordo com o IPCC (2019), o cenário climático mais provável, dentro da atual taxa de emissão de gases do efeito estufa, prevê uma elevação de 1,1 a 2,6°C na temperatura média global até 2100. Essa previsão coloca *G. littoralis*, já ameaçada pelos distúrbios físicos no ambiente (MMA/ICMBio, 2018; Cosendey et al., 2020), também sob ameaça da crise climática. Assim, é importante considerar o fator climático ao se analisar o grau de ameaça dessa espécie, atualmente classificada como “em perigo” (MMA/ICMBio, 2018), bem como aumentar a fiscalização, proteção e restauração das únicas quatro áreas de restinga onde ela ocorre (Cosendey et al, 2019b).

A restinga de Barra de Maricá, local onde os indivíduos foram coletados, pertence a uma Área de Proteção Ambiental criada pelo Decreto Estadual nº 7.230 de 23 de abril de 1984, com uma área total de 8,3km² (Pereira et al, 2001). Mesmo sendo uma Unidade de Conservação, esta restinga passou por um intenso processo de urbanização nos últimos 30 anos (Cosendey et al., 2016). As outras três áreas de ocorrência da espécie (restinga de Grussaí/RPPN, Jurubatiba/Parque Nacional e Marambaia/APA – Menezes e Rocha, 2013) também são Unidades de Conservação onde foram registrados diferentes elementos de distúrbio nos últimos 14 anos (Cosendey et al, 2020). Essas intervenções antrópicas são responsáveis por perda e fragmentação do habitat, alterando a disposição, quantidade e variedade de microclimas utilizados pela espécie, influenciando sua ecologia.

CONCLUSÃO

Neste experimento, *G. littoralis* demonstrou uma melhor performance na faixa de temperatura entre 35°C e 40°C. Abaixo dos 20°C e acima dos 41°C os indivíduos testados não apresentaram movimentação, mostrando maior margem de tolerância a temperaturas mais baixas do que a temperaturas elevadas. Tanto no teste de desempenho locomotor quanto no de temperatura crítica, os indivíduos de *G. littoralis* perderam sua capacidade de movimentação em algum grau após os 40°C, limite máximo estipulado na T_{set} e dentro dos padrões identificados para a maioria dos metazoários. Uma vez que os lagartos utilizam os diferentes microclimas proporcionados pela vegetação para atingir seu equilíbrio térmico, a conservação da estrutura física e da fitofisionomia das áreas de ocorrência da espécie é de extrema importância na redução do risco de extinção da espécie em função das mudanças climáticas globais.

Agradecimentos

Esse estudo faz parte dos resultados obtidos na pesquisa do “Programa de Pesquisas em Biodiversidade da Mata Atlântica” (PPBio Mata Atlântica) do Ministério de Ciência, Tecnologia, Inovação e Comunicação (MCTI), financiado pelo Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processo: 457458/2012-7) e pelo Programa de Pesquisas em Biodiversidade, Biota FAPERJ (processo: E-26/010.001639/2014) da Fundação Carlos Chagas Filho de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio de Janeiro (FAPERJ) concedido a CFDR. A pesquisa também recebeu financiamento da Fundação Grupo Boticário de Proteção à Natureza (Projeto 1129-20182) à BNC. Além disso, os autores agradecem aos seguintes órgãos de pesquisa: Bolsa de doutorado FAPERJ à BNC (Processo E-26/200.507/2016); auxílio financeiro do NSF (processo: EF-1241848) a BS e DBM; auxílio financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (Processos 302974/2015-6, 424473/2016-0 e 304375/2020-9), do programa “Cientistas do Nosso Estado” da FAPERJ (processos E-26/202.920.2015 e E-26/202.803/2018) e do Programa Prociência da Universidade do Estado do Rio de Janeiro a CFDR; Bolsa de pós-doutorado da FAPERJ (processos E-26/201.760/2015, E-26/201.829/2015 e E-26/101.412/2014) a PAS e PNC; e financiamento da PROTEC/FAPERJ UZO (processo E26/200.031/2019) e da FAPERJ (processo E-26/2011.551/2019) à VAM.

REFERÊNCIAS

- BONINO M.F.; AZÓCAR D.L.M.; SCHULTE J.A.; ABDALA C.S.; CRUZ F.B. Thermal sensitivity of cold climate lizards and the importance of distributional ranges. **Zoology**, v. 118, p. 281–290. 2015.
- CAHIL A.E.; AIELLO-LAMMENS M.E.; FISHER-REID M.C.; HUA X.; KARANEWSKY C.J.; RYU H.Y.; SBEGLIA G.C.; SPAGNOLO F.; WALDRON J.B.; WARSI O.; WIENS J.J. How does climate change cause extinction? **Proceedings of the Royal Society B.**, v. 280, 20121890. 2015.
- CEBALLOS, G.; EHRLICH, P.R.; BARNOSKY, A.D.; GARCIA, A.; PRINGLE, R.M.; PALMER, T.M. Accelerated modern human – induced species losses: entering the sixth mass extinction. **Sci Adv** v. 1, p. 1–6. 2015.
- COOPER, W.E. Effect of temperature on escape behaviour by an ectothermic vertebrate, the keeled earless lizards (*Holbrookia propinqua*). **Behaviour**, v. 137, p. 1299-1325. 2001.
- COSENDEY, B.N., ROCHA, C.F.D., MENEZES, V.A. Population density and conservation status of the teiid lizard *Cnemidophorus littoralis*, an endangered species endemic to the sandy coastal plains (restinga habitats) of Rio de Janeiro state, Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 20, n. 2, p. 97-106. 2016.
- COSENDEY, B.N.; ROCHA, C.F.D.; MENEZES, V.A. Habitat structure and their influence in lizard's presence. **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 59, p. 1-10. 2019a.
- COSENDEY, B.N.; ROCHA, C.F.D.; MENEZES, V.A. A conservação do lagarto-da-cauda-verde (*Glaucomastix littoralis*): uma relíquia das restingas fluminenses ameaçada de extinção. Instituto Biomás, Rio de Janeiro – RJ, 2019b. 52p
- COSENDEY, B.N.; ROCHA, C.F.D.; MENEZES, V.A. Six years later... New population monitoring data for an endemic and endangered coastal lizard species in Brazil. **Journal of Coastal Conservation**, v. 24, p. 49. 2020.
- DIAS, E.J.R.; ROCHA, C.F.D. Habitat structural effect on Squamata fauna of the restinga ecosystem in Northeastern Brazil. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 86, n. 1, p. 359-371. 2014.
- DIELE-VIEGAS, L.M.; FIGUEROA, R.T.; VILELA, B.; ROCHA, C.F.D. Are reptiles toast? A worldwide evaluation of Lepidosauria vulnerability to climate change. **Climatic Change**. v. 159, p. 581–599. 2020.
- FRANCO, A.C.; VALERANO, D.M.; SANTOS, F.M.; HAY, J.D.; HENRIQUES, R.P.B.; MEDEIROS, R.A. Os microclimas das zonas de vegetação da praia da Restinga de Barra de Marica-RJ. In: Lacerda, L.D.; Araujo, D.S.D.; Cerqueira, R.; Turq, B. (orgs). **Restingas: Origem, Estrutura, Processos**. Niteroi: CEUFF, p.413-425. 1984.
- GILBERT A.L.; MILES D.B. Food, temperature and endurance: effects of food deprivation on the thermal sensitivity of physiological performance. **Functional Ecology**, v. 30, p. 1790-1799. 2016.
- GILBERT, A. L.; MILES, D. B. Natural selection on thermal preference, critical thermal maxima and locomotor performance. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, [s.l.], v. 284, p. 860. 2017.
- GUNDERSON A.R.; LEAL M. A conceptual framework for understanding thermal constraints on ectotherm activity with implications for predicting responses to global change. **Ecology Letters**, v. 19, p. 111–120. 2016.
- HERTZ P.E.; HUEY R.B.; STEVENSON R.D. Evaluating temperature regulation by field-active ectotherms: the fallacy of the inappropriate question. **The American Naturalist** v. 142, n. 5, p. 796-818. 1993.
- HUEY, R.B.; SLATKIN, M. Cost and benefits of lizard thermoregulation. **The Quarterly Review of Biology**, v. 51, n. 3, p. 363-384. 1976.
- HUEY R.B.; STEVENSON R.D. Integrating thermal physiology and ecology of ectotherms: a discussion of approaches. **American Zoology**, v. 19, p. 357-366. 1979.
- HUEY, R.B.; DUNHAM, A.E.; OVERALL, K.L.; NEWMAN, R.A. Variation in locomotor performance in demographically known populations of the lizard *Sceloporus merriami*. **Physiological Zoology**, v. 63, n. 5, p. 845-872. 1990.
- HUEY, R.B.; DEUTSCH, C.A.; TEWKSBURY, J.J.; VITT, L.J.; HERTZ, P.E.; PÉREZ, H.J.A.; GARLAND JR., T. Why tropical forest lizards are vulnerable to climate warming. **Proceedings of the Royal Society**, v. 276, p. 1939-1948. 2009.
- HUEY, R.B.; LOSOS, J.B.; MORITZ, C. Are lizard toast? **Science** v. 328, p. 832-833. 2010.
- IPCC. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Summary for policymakers. Climate change and land: An IPCC Special Report on climate change, desertification, land degradation, sustainable land management, food security, and greenhouse gas fluxes in terrestrial ecosystems, 2019, 1542pp.
- MEDINA M., SCOLARO A., MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ F.R., SINERVO B., MILES D.B., IBARGÜENGOYTÍA N.R. Thermal biology of genus *Liolaemus*: a phylogenetic approach reveals advantages of the genus to survive climate change. **Journal of Thermal Biology**, v. 37, p. 579-586. 2012.
- MENEZES, V.A.; ROCHA, C.F.D.; DUTRA, G.F. Termorregulação no lagarto partenogênico *Cnemidophorus nativo* (Teiidae) em uma área de restinga do nordeste do Brasil. **Revista de Etologia**, v. 2, n. 2, p. 103-109. 2000.

MENEZES, V.A.; ROCHA, C.F.D. Thermal ecology of five *Cnemidophorus* species (Squamata:Teiidae) in east coast of Brazil. **Journal of Thermal Biology**. v. 36, p. 232-238. 2011.

MENEZES, V.A.; ROCHA, C.F.D. Geographic distribution, population densities and issues on conservation of whiptail lizards in *restinga* habitats along the eastern coast of Brazil. North-Western **Journal of Zoology**, v. 9, n. 2, p. 337-344. 2013.

MMA/ICMBio. Ministério do Meio Ambiente. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção**. Volume I / 1. ed. Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 492 p.

MORITZ C.; LANGHAM G.; KEARNEY M.; KROCKENBERGER A.; VANDERWAL J.; WILLIAMS S. Integrating phylogeography and physiology reveals divergence of thermal traits between central and peripheral lineages of tropical rainforest lizards. **Philosophical Transactions of the Royal Society B.**, v. 367, p. 1680-1687. 2012.

OLIVEIRA, M.G.N.; ROCHA, C.F.D.; BAGNALL, T. Bromélias-tanque servem de abrigo para espécies. **Ciência Hoje**, v. 17, n. 97, p. 21-22. 1994.

PEREIRA, M.C.A.; ARAUJO, D.S.D.; PEREIRA, O.J. Estrutura de uma comunidade arbustiva da restinga de Barra de Marica – RJ. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 24, n. 3, p. 273-28. 2001.

RANDALL, D.; BURGGREN, W.; FRENCH, K. **Fisiologia animal – Mecanismos e Adaptações**, 4ª ed, Guanabara Koogan S.A., Rio de Janeiro-RJ, 2000.

RADDER, R.S.; SAIDAPUR, S.K.; SHANBHAG, A. Population density, micro-habitat use and activity patter of the Indian rock lizard, *Psammophilus dorsalis* (Agamidae). **Current Science**, v. 89, n. 3. P. 560-566. 2005.

RIBEIRO P.L., NAVAS C.A. A macrofisiologia e sua importância em estudos sobre mudanças climáticas. **Revista da Biologia**, v. 8, p. 104. 2012.

ROCHA, C.F.D.; ARAUJO, A.F.B.; VRCIBRADIC, D.; COSTA, E.M.M. New *Cnemidophorus* (Squamata; Teiidae) from Coastal Rio de Janeiro State, southeastern Brazil. **Copeia**. v. 2, p. 501-509. 2000.

ROCHA, C.F.D., VRCIBRADIC, D., MENEZES, V.A., & ARIANI, C.V. Ecology and Natural History of the Easternmost Native Lizard Species in South America, *Trachylepis atlantica* (Scincidae), from the Fernando de Noronha Archipelago, Brazil. **Journal of Herpetology**, v. 43, n. 3, p. 450-459. 2009.

SILVA, V.N.; ARAÚJO, A.F.B. **Ecologia dos Lagartos Brasileiros**. Rio de Janeiro: Technical Books Editora, 271p., 2008.

SINERVO, B.; MÉNDEZ-DE-LA-CRUZ, F.; MILES, D.B.; HEULIN, B.; BASTIAANS, E.; VILLAGRÁN-SANTA

CRUZ, M.; LARA-RESENDIZ, R.; MARTÍNEZ-MÉNDEZ, N.; CALDERÓN-ESPINOSA, M.L.; MEZA-LÁZARO, R.N.; GADSDEN, H.; AVILA, L.J.; MORANDO, M.; DE LA RIVA, I.J.; VICTORIANO SEPULVEDA, P.; ROCHA, C.F.D.; IBARGÜENGOYTÍA, N.; AGUILAR PUNTRIANO, C.; MASSOT, M.; LEPETZ, V.; OKSANEN, T. A.; CHAPPLE, D.G.; BAUER, A.M.; BRANCH, W.R.; CLOBERT, J.; SITES, J.W. Erosion of lizard diversity by climate change and altered thermal niches. **Science**, v. 328, p. 894–899. 2010.

SUN, Y.; JOACHIMSKI, M.M.; WIGNALL, P.B.; YAN, C.; CHEN, Y.; JIANG, H.; WANG, L.; LAI, X. Lethally hot temperatures during the early Triassic Greenhouse. **Science**, v. 338, p. 366-370. 2012.

TEIXEIRA-FILHO, P.F.; ROCHA, C.F.D.; RIBAS, S.C. Aspectos da ecologia termal e uso do habitat por *Cnemidophorus ocellifer* (Sauria: Teiidae) na restinga da Barra de Marica, RJ. **Oecologia Brasiliensis**. v. 1, p. 155-165. 1995.

WAKE, D.B. Climate change implicated in amphibian and lizard declines. **PNAS**, v. 104, n. 20, p. 8201-8202. 2007.

ZUG, G.R.; VITT, L.J.; CALDWELL, J.P. **Herpetology. An introductory biology of amphibians and reptiles**. California: Academic Press. 630 p., 2001.

Sugestão de citação

COSENDEY, B. N.; SINERVO, B.; ROCHA, C. F. D.; MILES, D.; ALMEIDA-SANTOS, P.; NOGUEIRA-COSTA, P.; MENEZES, V. A. Como andam os lagartos com a mudança do clima? A performance fisiológica de *Glaucosticx littoralis* em diferentes temperaturas corpóreas. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 29-34. 2020.

Ecologia trófica de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* (Characiformes, Characidae) em um riacho no município de Guajará, Amazonas

Trophic ecology of Hemigrammus sp. and Hemigrammus neptunus (Characiformes, Characidae) from stream in the city of Guajará, Amazonas

Fabricia da Silva Lima¹, Ana Luiza Costa Silva¹, Lucena Rocha Virgílio²

1 - Universidade Federal do Acre, Laboratório de Ecologia Aquática, Cruzeiro do Sul, Acre. E-mail: fabricial2918s@gmail.com

2 - Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade e Biotecnologia (Bionorte), Universidade Federal do Acre, Rio Branco, Acre.

RESUMO

Estudar o hábito alimentar de peixes nos fornece informações fundamentais sobre a autoecologia das espécies e possibilita compreender as relações entre a ictiofauna e outros componentes do sistema aquático. Neste contexto, o presente trabalho teve o objetivo de avaliar a sobreposição alimentar e analisar a dieta de espécies do gênero *Hemigrammus*, caracídeos de pequeno porte, o *Hemigrammus* sp e *Hemigrammus neptunus* Zarske & Géry, 2002 em um pequeno riacho com vegetação preservada, no município de Guajará, AM. Para amostragem, foi selecionado um ponto com extensão de 100 m e nele foi coletado os espécimes com o auxílio de puçás e rede de malha. Foram analisados 53 estômagos, sendo 30 de *Hemigrammus* sp. e 23 de *Hemigrammus neptunus*. Foi calculado o Índice de Importância Relativa, amplitude de nicho trófico, a sobreposição de nicho e a ANOVA, buscando verificar diferenças no volume relativo dos itens consumidos pelas espécies. Os itens de origem alóctone foram os que prevaleceram na alimentação das espécies. A dieta foi constituída principalmente por insetos da ordem Hymenoptera, item consumido por *Hemigrammus* sp. (43,0%) e coleóptera pela *Hemigrammus neptunus* (59,7%), sugerindo uma dieta restrita. Não houve diferença significativa entre os volumes dos itens consumidos entre as espécies. Os dados mostram que a origem dos alimentos consumidos pelos peixes analisados está relacionada a presença da vegetação ripária, ressaltando a importância de preservar e manter esses ambientes.

Palavras-chave: Ictiofauna, Characidae, ecologia trófica.

ABSTRACT

Studying the feeding habit of fish provides us with fundamental information about the autoecology of the species and makes it possible to understand the relations between the fish fauna and other components of the aquatic system. In this context, the present work had the objective of evaluating the food overlap and analyzing the diet of *Hemigrammus* species, small characids, *Hemigrammus* sp and *Hemigrammus neptunus* Zarske & Géry, 2002, in a small stream with preserved vegetation, in the municipality of Guajará, AM. For sampling, a point with 100 m extension was selected and the specimens were collected with the aid of puçás and mesh net. A total of 53 stomachs were analyzed, with 30 of *Hemigrammus* sp. and 23 of *Hemigrammus neptunus*. The Relative Importance Index, trophic niche amplitude, niche overlap and ANOVA were calculated to verify differences in the relative volume of the items consumed by the species. The items of allochthon origin were those that prevailed in the feeding of the species. The diet was constituted mainly by insects of the order Hymenoptera, item consumed by *Hemigrammus* sp. (43.0%) and Coleoptera by *Hemigrammus neptunus* (59.7%), suggesting a restricted diet. There was no significant difference between the volumes of items consumed between species. The data show that the origin of the food consumed by the analyzed fish is related to the presence of riparian vegetation, emphasizing the importance of preserving and maintaining these environments.

Keywords: Ichthyofauna, Characidae, trophic ecology.

INTRODUÇÃO

A partilha de recursos alimentares entre espécies coexistentes é mais importante do que compartilhar habitat em um ambiente aquático, que é considerado um dos processos responsáveis pela formação de populações e comunidades, sendo que este processo pode ocorrer tanto em nível intraespecífico e interespecífico, e nesse último caso as espécies podem ser filogeneticamente próximas ou não (Windell & Bowen, 1978; Gerking, 1994). Além disso, geralmente devido a mudança do hábito alimentar no ciclo de vida das espécies o desenvolvimento individual, morfologia, fatores fisiológicos ou ambientais são afetados pelas mudanças espaciais e sazonais, podendo prejudicar o fornecimento de alimentos (Abelha *et al.*, 2001; Gandini *et al.*, 2012).

Desse modo, o estudo de hábito alimentar em peixes fornece informações fundamentais sobre a autoecologia das espécies, mesmo que em caráter descritivo (Windell & Bowen, 1978). 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 como a partilha de recursos alimentares, dieta, estrutura trófica das comunidades de peixes e fornecendo subsídios para a conservação dos ambientes aquáticos (Costa, 1987; Aranha *et al.*, 1998; Sabino & Zuanon, 1998; Fugi *et al.*, 2007). Assim como oferecer uma oportunidade para avaliar o sistema em macro-escala espacial em que o alimento ingerido possa identificar os diferentes níveis tróficos e nutricionais dos peixes, como a importância das inter-relações (Hahn & Fugi, 2007).

A ordem Characiformes é uma das mais abundantes entre os peixes de água doce, compreendendo 18 famílias, 270 gêneros e 1674 espécies (Nelson, 2006), apresentando alto endemismo (Winemiller, 2016), formando o principal conjunto de espécies nectônicas em riachos de médio e baixo gradiente, predominando inclusive em termos de abundância e biomassa e desempenhando um papel importante na reprodução de peixes nos riachos. Apesar dessa importância, pouco se conhece a respeito da ecologia das espécies de Characidae, especialmente sobre a utilização de recursos alimentares, sobrevivência dessas espécies, além disso, as espécies de caracídeos de pequeno porte são consideradas bons modelos para estudos alimentares em riachos, são espécies pouco especialista que se alimentam de uma grande variedade de recursos e constituem um dos componentes mais importantes das teias alimentares dos rios sul americanos (Hartz *et al.*, 1996; Lima Behr, 2010; Oliveira *et al.*, 2015; Souza *et al.*, 2015).

Os itens alimentares utilizados pelos peixes são bem variados, podendo ser animal, vegetal e sedimentar e ter origem alóctone ou autóctone (Bennemann *et al.*, 2005), e a mata ciliar vai influenciar diretamente os recursos alimentares utilizados pelos peixes, tendo em vista que muitas espécies consomem itens do ambiente adjacente (Souza *et al.*, 2015; Abelha, 2018), dessa forma, a ecologia trófica que tem como objetivo determinar os principais itens consumidos e a diversidade dos micro-

habitats (Esteves & Aranha, 1999; Bennemann *et al.*, 2006; Lourenço, 2013).

Variações das populações de peixes estão relacionadas com as condições ambientais, a alta variação temporal nos riachos constitui um fator importante nos parâmetros de estruturação das espécies, tendo em vista as perturbações ao meio aquático e o impacto causado a ictiofauna nas últimas décadas, o entendimento da biologia e ecologia dos peixes nesses ecossistemas tem se tornado cada vez mais importante, como a ecologia trófica que tem como objetivo determinar os principais itens consumidos e diversidade dos micro-habitats (Esteves & Aranha, 1999; Bennemann *et al.*, 2006; Lourenço, 2013).

OBJETIVOS

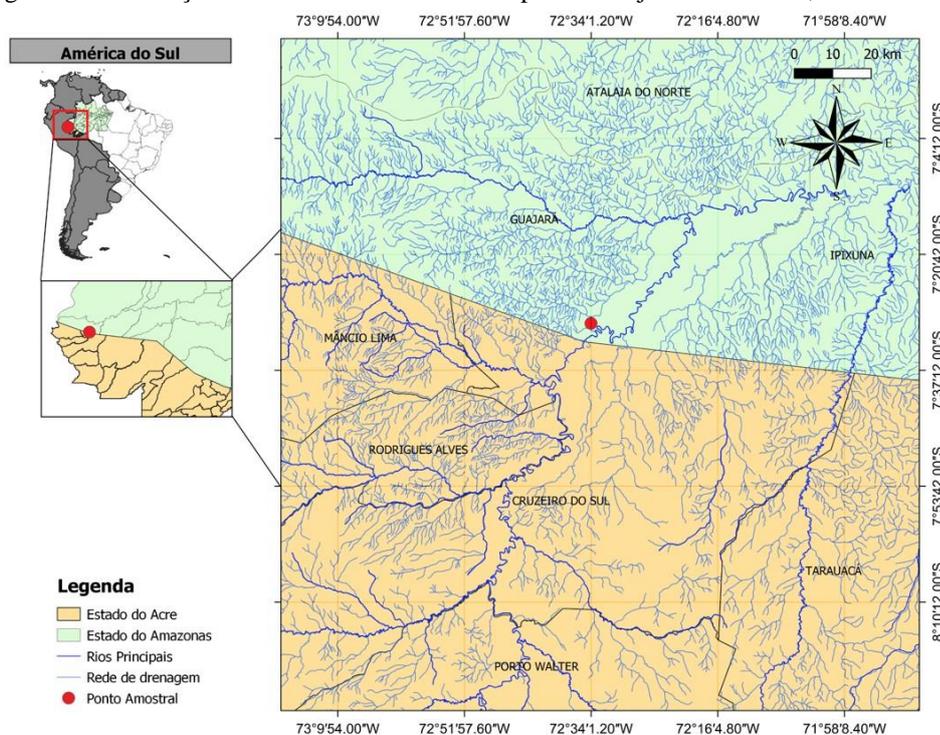
Analisar a ecologia trófica de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus*, bem como, verificar se há presença de sobreposição alimentar, amplitude do nicho trófico e assim gerar informações sobre a importância dos recursos alimentares para essas espécies.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

O estudo foi realizado no município de Guajará, localizado no interior do estado do Amazonas 7°30'31.5"S 72°34'02.8"W (Figura 1). Pertencente à Microrregião do Juruá e Mesorregião do Sudoeste Amazonense, possui uma área territorial com pouco mais 8.000 mil m². Localiza-se à margem esquerda do rio Juruá e está aproximadamente 1.600 quilômetros em linha reta da capital do Estado, com uma população estimada de 16 339 habitantes (IBGE, 2018).

Figura 1- Localização da área de coleta no Município de Guajará -Amazonas, Brasil.



Amostragem

Foram realizadas duas coletas contemplando o período de seca, em julho de 2017, no período da manhã e ao entardecer (Licença- SISBIO 47706-1). Os espécimes foram coletados com o auxílio de puçás (80 cm x 60 cm), operados simultaneamente durante duas horas consecutivas, em um trecho de 100 m de extensão, no sentido contrário ao fluxo hídrico do riacho, a fim de abranger diferentes ecótopos. Foram utilizados também uma rede de nylon com malha de 1,5 mm para isolar a área amostrada e minimizar o escape dos peixes. Após a coleta, os exemplares foram anestesiados e fixados em álcool a 70%, no laboratório de Ecologia Aquática da Universidade Federal do Acre-UFAC. As espécies foram identificadas ao menor nível taxonômico possível e confirmado por especialistas. A identificação taxonômica segue Reis *et al.* (2003). Foram capturados 53 indivíduos pertencentes a família Characidae: 30

indivíduos *Hemigrammus* sp. e 23 indivíduos *H. neptunus* onde foi realizado uma incisão ventral e retirada dos estômagos.

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 à 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, conforme a Tabela 1.

Tabela 1- Classificação dos itens alimentares em categorias, com ênfase na origem do alimento em relação ao ambiente aquático.

Origem	Categorias	Itens incluídos
Autóctone	Larva de Insetos	Insetos imaturos
	Ovos	Ovos de insetos
	Outros itens autóctones	Zooplânctons, escamas ou partes de peixes e material não identificado incluindo areia
Alóctone	Insetos adultos	Coleópteros, himenópteras, dípteras e odonatas
	Aracnídeos	Aranhas e carrapatos
	Vegetais alóctones	Sementes e fragmentos vegetais

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 conjugadas no índice da importância relativa (IRI) (Pinkas *et al.*, 1971), calculada pela fórmula: $IRI = (\%N + \%P) \%F \cdot 100$, 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%). A fim de verificar a diferença entre o índice de importância relativa dos itens alimentares de origem alóctone e autóctone, foi sumarizado um teste t de Student.

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: $Ba = [(\sum_j P_{ij}^2) - 1] / (n - 1)$, 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.

A sobreposição alimentar foi estimada considerando-se as duas espécies, através do índice de Pianka (Tófoli *et al.*, 2010). Este índice permite analisar a sobreposição espacial e da dieta entre espécies, em uma escala que varia de zero a um. O valor "0" indica duas espécies que são completamente dissimilares, enquanto o valor "1" refere-se à sobreposição total. Para avaliar se o padrão de sobreposição observado difere do padrão gerado ao

acaso, a matriz original dos dados foi aleatorizada. Utilizando um modelo nulo (procedimento de geração de padrões a partir de dados ecológicos ou de uma distribuição teórica de probabilidades, modelo planejado para inferir sobre um processo ecológico ou evolutivo), que as proporções de volume dos itens alimentares observados para cada espécie foram randomizadas 10.000 vezes e, para cada randomização, um índice de Pianka foi calculado. Dessa forma, a significância estatística foi determinada através da comparação da sobreposição observada com a distribuição de valores nulos, considerando significância ao nível de $\alpha < 0,05$. Para essa análise foi utilizado o programa Eco Sim (Tófoli *et al.*, 2010).

Para verificar as diferenças no volume relativo (%) de itens alimentares consumidos por *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* em uma área de riacho (Fator), foi aplicada uma Análise de Variância (ANOVA) através do software R.

RESULTADOS

Os resultados obtidos indicam que os itens de origem alóctone foram os que prevaleceram na alimentação das espécies analisadas. A dieta dos espécimes foi constituída principalmente por insetos da ordem Hymenoptera e Coleoptera. Segundo o índice de importância relativa os principais itens consumidos por *Hemigrammus* sp. foram himenópteras (IRI = 43,0%) e coleóptera (IRI = 31,3) itens de origem alóctones e de origem autóctones matéria orgânica (IRI = 25,4). Na espécie *Hemigrammus neptunus* a dieta constituiu-se de insetos coleópteros (IRI = 59,7) e himenópteras (IRI = 30,4) e matéria orgânica (IRI = 8,8) (Tabela 2).

Tabela 2 - Valores do Índice de Importância Relativa (IRI%), Frequência numérica (Freq%) e Volume (Vol%) na dieta de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus*.

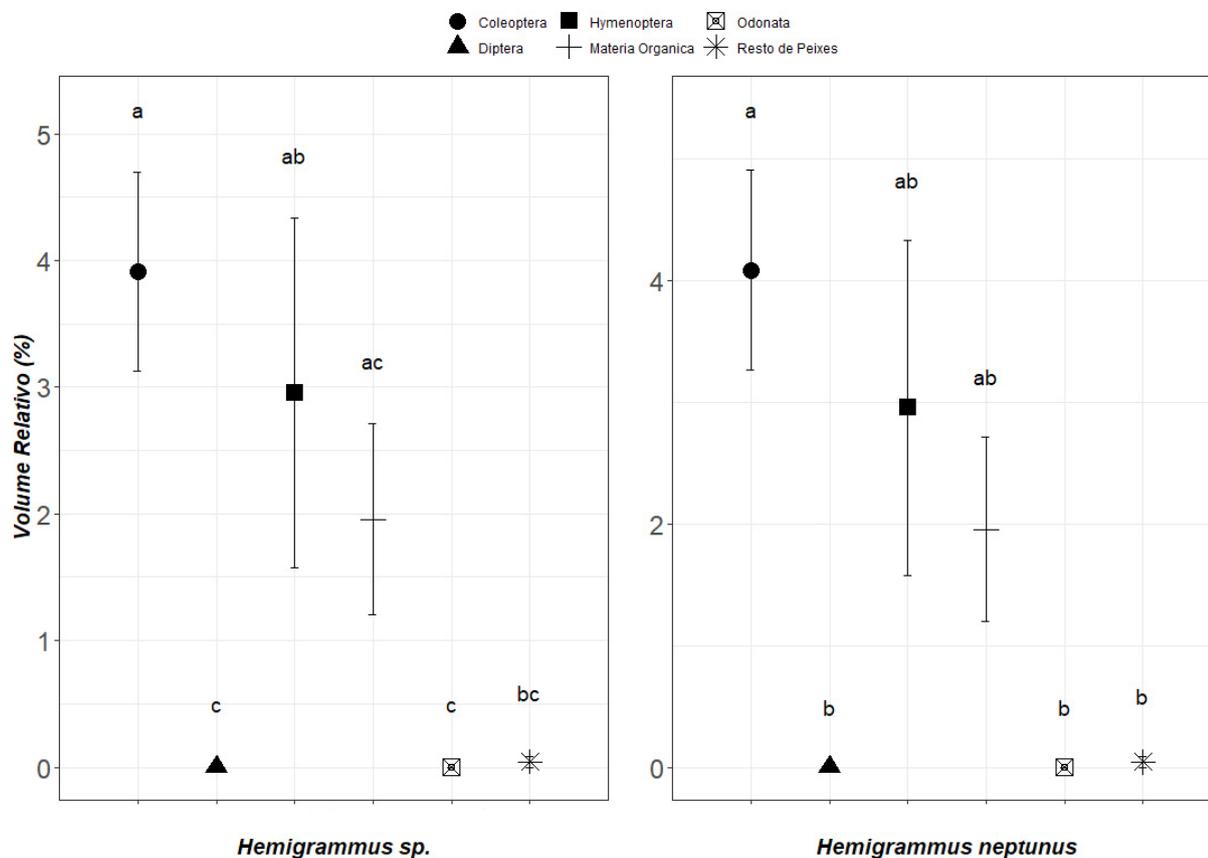
Origem	Itens alimentares	<i>Hemigrammus</i> sp.			<i>Hemigrammus neptunus</i>		
		Vol%	Freq%	IRI%	Vol%	Freq%	IRI%
Autóctone	Matéria Orgânica	32.9	23.2	25.4	25.7	10.2	8.8
	Resto de Peixes	2.1	0.7	0.1	1.3	1.4	0.2
	Larva de Diptera	0.7	0.7	0.1	1.0	2.7	0.4
Alóctone	Coleoptera	31.7	28.9	31.3	47.6	51.0	59.7
	Hymenóptera	30.7	45.8	43.0	23.9	32.0	30.4
	Odonata	1.9	0.7	0.1	0.5	2.7	0.4

O consumo elevado de himenópteras e coleópteros, sugere uma dieta restrita, o que é comprovado pelos baixos valores de amplitude de nicho trófico de *Hemigrammus* sp. (Ba=0,45) e *H. neptunus* (Ba=0,22).

O valor de sobreposição alimentar interespecífica foi considerado moderado (Ojk =0,58) (média simulada = 0,25; p= 0,001), confirmando que não a uma competição entre *Hemigrammus* sp. e *H. neptunus*. Sendo valores considerados significativamente maior do que o esperado pelo acaso.

Não houve diferença significativa entre os volumes dos itens consumidos por *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus*. (Figura 2). No entanto, houve diferença significativa entre os itens consumidos pelas espécies para *Hemigrammus* sp. (F= 5,74; P= 0,001) e para *Hemigrammus Neptunus* (F= 5,95; P= 0,001). Para *Hemigrammus* sp. a diferença ocorreu entre Diptera e Hymenoptera, Hymenoptera e Odonata, e para *Hemigrammus neptunus* a diferença ocorreu entre Restos de peixe e Coleoptera, Hymenoptera e Coleoptera, Coleoptera e Odonata e Coleoptera e Diptera (Figura 2).

Figura 2- Média e erro padrão do volume dos itens consumidos pelas espécies *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus*.



DISCUSSÃO

A bacia amazônica possui a maior diversidade e riqueza ictiofauna do mundo, tendo registros de 4.000 espécies (Ribeiro *et al.*, 2014). Os ecossistemas de água doce cobrem 14% e 29% de toda área da bacia, o que explica a existência de ecossistemas altamente complexos e que influenciam a riqueza (Castello *et al.*, 2013; Ribeiro *et al.*, 2014). Com isso, a ordem characiformes possui grande representatividade ictiofaunística tendo como importância o estudo de ecologia trófica para conhecimento das interações ecológicas entre peixes de riachos neotropicais, cujas as características ambientais afetarão o fornecimento de recursos alimentares (Ferreira, 2004; Farias *et al.*, 2017).

Desta maneira, há vários registros de estudos sobre ecologia trófica, que indicaram na dieta dos peixes alóctones e autóctones e que o consumo de alimentos diferentes pode estar relacionado a muitos fatores como o habitat, o grau da perturbação da vegetação e/ou humana e a relação com o tempo (Gonçalves *et al.*, 2013; Coswosck & Duboc, 2015; Fragoso-Moura *et al.*, 2017; Barreto *et al.*, 2018).

Os resultados obtidos neste trabalho demonstraram que *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* possuem uma preferência alimentar por recursos alimentares terrestres, evidenciando a importância da mata ciliar nestes ambientes e corpos de água, tais recursos alimentares provenientes da mata ripária, desempenham um papel importante na dieta de peixes, além disso, as macrófitas encontradas ao longo de lagos e riachos, disponibilizam uma grande variedade de itens alimentares, amplamente utilizada por diversas espécies de peixes (Lowe-McConnell, 1987; Delariva *et al.*, 1994; Suárez, 2007; Abilhoa *et al.*, 2008, 2010).

Segundo Fragoso-Moura *et al.* (2017) os alóctones são importantes, porque esses recursos podem ser usados diretamente como fonte de alimento para peixes (como insetos terrestres) e ajudam a aumentar a quantidade de material particulado orgânico usado como alimento para invertebrados bentônicos, que por sua vez se alimentam de peixes, bem como, a prevalência de itens alóctones pode ocorrer devido as alterações que ocorrem no meio ambiente, como as variações sazonais, Ph, nível da água, e plasticidade alimentar de algumas espécies (Aranha, 1998; Coelho, 2011)

De acordo com Lowe-McDonnell (1987) e Kawaguchi & Nakano (2001), a produção alóctone, em ecossistemas riparianos, tem sido reconhecida como a mais importante base para alimentação de riachos, no entanto, itens autóctones mostram valores relevantes em vários estudos (Pelicice & Agostinho, 2006; Casatti & Castro, 1998). As fontes de alimentos alóctones são extremamente importantes pois além de servir de fonte direta de alimento para os peixes, aumentam a quantidade de partículas e de matéria orgânica que serve de alimento para invertebrados (Bretscko & Waidbacher, 2001). Lowe-McConnell (1999) enfatiza que o sombreamento produzido pela *vegetação* arbórea ciliar limita a produção primária e os peixes são dependentes dos

recursos provenientes das encostas para sua alimentação. A remoção da vegetação ripária influencia tanto a estrutura de assembléia de peixes, quanto os recursos alimentares disponíveis (Ferreira *et al.*, 2012).

O presente estudo evidenciou a preferência pelo consumo de insetos como himenópteros e coleópteros na dieta de *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus*, colaborando com pesquisas que observaram que estes itens são encontrados na dieta de várias espécies que utilizam recursos alóctones (Claro-Jr *et al.*, 2004). Fugí *et al.* (2007) e Hahn & Fugí (2007) relatam que os principais insetos adultos, servem como fonte alimentícia para peixe, em destaque as ordens Hymenoptera e Coleoptera, ao cair nos riachos durante o voo, sendo uma dieta para characidae (Bennemann, 1996). Segundo Soares (1979) peixes de riachos tropicais podem apresentar preferência por certos itens alimentares, no entanto, os recursos alimentares de origem alóctone são colocados como um dos mais importantes, corroborando com outros estudos da ictiofauna de Igarapés (Silva, 1993; Sabino & Zuanon, 1998).

Agostinho & Zalewski (1995) afirma que grande parte dos peixes de ambientes tropicais apresentam flexibilidade alimentar, além disso, devido a variação espacial e temporal, os peixes se alimentarem de uma ampla gama de itens alimentares é uma importante característica, pois permite que os mesmos se adequem a disponibilidade alimentar de cada local (Dill, 1983).

A amplitude dos nichos tróficos das espécies analisadas apresentou valores relativamente baixos, sugerindo que *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* possuam uma dieta restrita. Essa tendência à especialização, apresentadas pelos espécimes analisados, podem ser explicadas pela alternativa de itens importantes, dentre os diversos itens disponíveis no ambiente segundo Ceneviva-Bastos & Casatti (2007). De acordo com Abrams (1980) a sobreposição de nichos tróficos ocorre quando duas ou mais espécies utilizam os mesmos itens alimentares, essas espécies com características ecológicas semelhantes podem competir entre si e causar a exclusão da menos adaptada (Gause, 1934; Hardin 1960), porém se os indivíduos compartilham o mesmo local e os mesmos recursos alimentares, isso pode estar relacionado com a forma que eles utilizam esses recursos ou os recursos são abundantes (Margalef, 1986; Pianka, 1994).

O presente trabalho indicou níveis de sobreposição trófica moderada entre as espécies, o que não sugere uma competição interespecífica, mas sim pode estar associada ao grau de preservação do ambiente que pode proporcionar um aporte de matéria orgânica, além de fornecer alimentos de origem alóctones suficientes para sustentar as espécies, corroborando o que foi sugerido por Souza *et al.*, (2015). As táticas de alimentação mais comuns empregadas pelas espécies de caracídeos, isto é, as coletas de itens na superfície e na coluna da água também podem ajudar a explicar o moderado grau de sobreposição de nicho trófico observado (Grant & Noakes, 1987; Sabino & Zuanon, 1998; Breyer *et al.*,

2013). Essas características já foram registradas para muitas espécies de caracídeos de pequeno porte em córregos da região amazônica (Soares, 1979; Goulding, 1980; Sabino & Zuanon, 1998).

CONCLUSÃO

Conclui-se que as espécies *Hemigrammus* sp. e *Hemigrammus neptunus* se alimentam de recursos provindos da vegetação ripária, mas consumindo em maior quantidade itens alóctones, insetos terrestres, especialmente himenópteros e coleópteros, indicando que a manutenção das áreas com mata ciliar e a recuperação daquelas degradadas é condição altamente relevante para manutenção das espécies nesses ambientes.

REFERÊNCIAS

- ABELLHA, M. C. F.; AGOSTINHO, A. A.; GOULART, E. Plasticidade trófica em peixes de água doce. *Acta Scientiarum*, Maringá, v. 23, n. 2, p. 425-434. 2018.
- ABILHOA, V.; DUBOC, L. F.; AZEVEDO FILHO, D. P. D. A comunidade de peixes de um riacho de Floresta com Araucária, alto rio Iguacu, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 25, n. 2, p. 238-246. 2008.
- ABILHOA, V.; VITULE, J. R. S.; BORNATOWSKI, H. Feeding ecology of *Rivulus luelingi* (Aplocheiloidei: Rivulidae) in a coastal Atlantic rainforest stream, southern Brazil. *Neotropical Ichthyology*, v. 8, n. 4, p. 813-818. 2010.
- ABRAMS, P. Some comments on measuring niche overlap. *Ecology*, v. 61, n. 1, p. 44-49, 1980.
- AGOSTINHO, A. A.; ZALEWSKI, M. The dependence of fish community structure and dynamics on foodplain and riparian ecotone zone in Paraná River, Brazil. *Hydrobiologia*, v.303, p. 141-14, 1995.
- ARANHA, J. M. R.; TAKEUTI, D. F.; YOSHIMURA, T. M. Habitat use and food partitioning of the fishes in a coastal stream of Atlantic Forest, Brazil. *Revista de Biología Tropical*, v. 46, n. 4, p. 951-959, 1998.
- BARRETO, S. B.; SILVA, A. T.; SOUZA, F. B.; JUCÁ-CHAGAS, R. Diet of *Hemigrammus marginatus* (Characiformes: Characidae) in the Upper Contas River, Diamantina Plateau (Bahia, Brazil). *Iheringia. Série Zoologia*, 108.2018.
- BENNEMANN, S. T.; CASATTI, L.; OLIVEIRA, D. C. D. Alimentação de peixes: proposta para análise de itens registrados em conteúdos gástricos. *Biota Neotropica*, v. 6, n. 2, p. 1-10. 2006.
- BENNEMANN, S. T.; GEALH, A. M.; ORSI, M. L.; SOUZA, L. M. D. Ocorrência e ecologia trófica de quatro espécies de *Astyanax* (Characidae) em diferentes rios da bacia do rio Tibagi, Paraná, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 95, n. 3, p. 247-254. 2005.
- BREJÃO, G. L.; GERHARD, P.; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. *Neotropical Ichthyology*, v. 11, n. 2, p. 361-373. 2013.
- BRETSCHKO, G.; WAIDBACHER, H. Riparian ecotones, invertebrates and fish: life cycle timing and trophic base. *Ecohydrology & Hydrobiology*, v. 1, p. 57-64. 2001.
- CASATTI, L.; CASTRO, R.M.C. A fish of the São Francisco river headwaters riffles, southeastern Brazil. *Ichthyological Exploration of Freshwaters*, v. 9, n. 3, p. 229-242. 1998.
- CASTELLO, L.; MCGRATH, D.G.; HESS, L.L.; COE, M.T.; LEFEBVRE, P.A.; PETRY, P.; MACEDO, M.N.; RENÓ, V.F.; ARANTES, C.C. A vulnerabilidade dos ecossistemas de água doce da Amazônia. *Cartas de Conservação*, v. 6, n. 4, p. 217-229. 2013.
- CENEVIVA-BASTOS, M.; CASATTI, L. Oportunismo alimentar de *Knodus moenkhausii* (Teleostei, Characidae): uma espécie abundante em riachos do noroeste do Estado de São Paulo, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia*, v. 97, n. 1, p. 7-15. 2007.
- 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 amazônica*, v. 34, p. 133-137. 2004.
- COELHO, R. C. D. S. **Comunidades de formigas (Hymenoptera: Formicidae) do estrato arbustivo-arbóreo em fragmentos florestais de Mata Atlântica no Rio de Janeiro**. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro, UFRRJ, Brasil. Mestrado Diss. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. p.59, 2011.
- COSTA, W.J.E.M. Feeding habits of a fish community in a tropical coastal stream, rio Mato Grosso, Brazil. *Studies on Neotropical Fauna and Environment*, Amsterdam, v. 22, n.3, p. 145-153. 1987.
- COSWOSCK, M. D. A.; DUBOC, L. F. Ecologia trófica de *Astyanax intermedius* (Characiformes: Characidae) em um trecho do rio Preto do Sul, bacia do rio São Mateus-ES. *Boletim do museu de biologia Mello Leitão*, n. 37, p. 165-192. 2015.
- DELARIVA, R.L.; AGOSTINHO, A.A.; NAKATANI, K.; BAUMGARTNER, G. Ichthyofauna associated to aquatic macrophytes in the upper Parana River floodplain. *Revista Unimar*, v. 16, n. 3, p. 41-60. 1994.
- DILL, L.M. Adaptive flexibility in the foraging behavior of fishes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 40, p. 398-408. 1983.
- ESTEVEZ, K. E.; ARANHA, J. M. R. Ecologia trófica de peixes de riachos. *Ecologia de peixes de riachos*, v. 6. 1999.

- FARIAS, E. U.; LOEBENS, S. D. C.; YAMAMOTO, K. C.; SIQUEIRA-SOUZA, F. K.; FREITAS, C. E. D. C.; DOS ANJOS, H. B.; MAGALHÃES, E. R. S. Assembleia de peixes em lagos do rio Quiuíni, um tributário do rio Negro, Amazonas, Brasil. **Biota Amazônia**, v. 7, n. 1, p. 74-81. 2017.
- FERREIRA A.; GERHARD, P.; CYRINO, J.E.P. Diet of *Astyanax paranae* (Characidae) in streams with different riparian land covers in the Passa-Cinco River basin, southeastern Brazil. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 80-87. 2012.
- FERREIRA, A. **Ecologia trófica de *Astyanax paranae* (Osteichthyes, Characidae) em córregos da bacia do rio Passa-Cinco, estado de São Paulo**. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo. 2004.
- 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.
- FUGI, R.; HAHN, N. S.; NOVAKOWSKI, G. C.; BALASSA, G. C. Ecologia alimentar da corvina, *Pachyurus bonariensis* (Perciformes, Sciaenidae) em duas baías do Pantanal, Mato Grosso, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 97, n. 3, p. 343-347. 2007.
- GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, n. 1, p. 56-61. 2012.
- GAUSE, G. F. **The struggle for existence**. Hafner, New York 163p. 1934.
- GERKING, S. D. **Feeding ecology of fish**. San Diego, Academic Press Inc. pP.416, 1994.
- GILL, T. Synopsis of the fresh water fisher of the western portion of the island of tinidad, W. I. **Annals of the lyceum of Natural History of New York**, v. 6, n. 10, p. 363-430. 1858.
- GONÇALVES, A. F. G.; PRUDENTE, B. D. S.; CARVALHO FILHO, F. D. S.; MONTAG, L. F. D. A. Feeding ecology of Dash-dot Tetra *Hemigrammus belottii* (Steindachner 1882) (Characiformes: Characidae) in the streams of the Urucu River basin, central Amazonia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 13, n. 3, p. 141-147. 2013.
- GOULDING, M. **The fishes and the forest: explorations in Amazonian natural history**. Univ of California Press, 1980.
- GRANT, J. W.; NOAKES, D. L.G. A simple model of optimal territory size for drift-feeding fish. **Canadian Journal of Zoology**, v. 65, n. 2, p. 270-276. 1987.
- HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e consequências nos estágios iniciais do represamento. **Revista Oecologia Brasiliensis**, v. 11, n. 4, p. 469-480. 2007.
- HARDIN, G. The competitive exclusion principle. **Science**, v. 131, n. 3409, p. 1292-1297. 1960.
- HARTZ, S. M.; MARTINS, A.; BARBIERI, G. Dinâmica da alimentação e dieta de *Oligosarcus jenynsii* (Gunther, 1864) na Lagoa Caconde, Rio Grande do Sul, Brasil (Teleostei, Characidae). **Boletim do Instituto de Pesca**, v. 23, p. 21-29. 1996.
- HYNES, H.B.N. Os alimentos de adesivos de água doce (*Gasterosteus aculeatus* e *Pygosteus pungitius*), com uma revisão dos métodos utilizados em estudos sobre o alimento dos peixes. **Journal of Animal Ecology**, v. 19, n. 1, p. 36-58. 1950.
- IBGE. Censo Demográfico de 2017. Fundação Instituto Brasileiro de Geografia Estatística, dados referentes ao município de Guajará, AM. Acesso em 06/03/2019.
- KAWAGUCHI, Y.; NAKANO, S. Contribution of terrestrial invertebrates to the annual resource budget for salmonids in forest and grassland reaches of a headwater stream. **Freshwater Biology**, v. 46, n. 3, p. 303-316. 2001.
- LIMA, D.O.; BEHR, E.R. Feeding ecology of *Pachyurus bonariensis* Steindachner, 1879 (Sciaenidae: Perciformes) in the Ibicuí River, Southern Brazil: ontogenetic, seasonal and spatial variations. **Brazilian Journal of Biology**, v. 70, n. 3, p. 503-509. 2010.
- LOURENÇO, L. S. **Traços de História de vida de três espécies de peixes em Riachos da Bacia do Rio Corumbataí-SP**. Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia). 2013.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. **Ecological studies in tropical fish communities**. Cambridge University Press, 382 p, 1987.
- LOWE-MCCONNELL, R.H. **Estudos ecológicos de comunidades de peixes tropicais**. Edusp, São Paulo, 1999. 536 p.
- MARGALEF, R. **Ecologia**. Barcelona, Omega Ediciones, 1986. 951p,
- NELSON, J. S. **Fishes of the world**. 4th edition John Wiley & Sons, Inc., Hoboken. New Jersey, 2006.
- OLIVEIRA, V. A. M. F.; SANTOS, A. A.; BORGES, R.C.; SILVA, M.J.; BORGES, F. Hábito alimentar de *Hemigrammus coeruleus* (Characiformes, Characidae) no Parque Nacional do Juruena- MT. **Cáceres**, v. 2, n. 1, 2015.

PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. **Feeding ecology of fishes associated with *Egeria* spp. patches in a tropical reservoir, Brazil.** *Ecology Freshwater Fish*, v. 15, n. 1, p. 10-19. 2006.

PIANKA, E. R. **Evolutionary ecology.** New York, Harper Collins College. 416p, 1994.

PINKAS, L. M.; OLIPHANT, S.; IVERSON, I. L. K. Food habits of albacore, bluefin tuna and bonito in Californian waters. **Calif. Fish game, Fish, Bull**, v. 152, p. 1-105. 1971.

REIS, R.E.; KULLANDER, O.; FERRARIS JR, C.J. **Check list of the freshwater fishes of South and Central America.** EDIPUCRS, Porto Alegre, 2003.

RIBEIRO, A. R.; BIAGIONI, R. C.; SMITH, W. S. Study of the natural diet of the fish fauna of a centenary reservoir, São Paulo, Brazil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 104, n. 4, p. 404-412. 2014.

SABINO, J.; J. ZUANON. A stream fish assemblage in Central Amazonia: distribution, activity patterns and feeding behavior. **Ichthyological Exploration of Freshwater**, München, v. 8, n. 3, p. 201-210. 1998.

SILVA, C. P. D. Alimentação e distribuição espacial de algumas espécies de peixes do Igarapé do Candirú, Amazonas, Brasil. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 23, n. 2, p. 271-285. 1993.

SOARES, M. G. M. Aspectos ecológicos (alimentação e reprodução) dos peixes do igarapé do Porto, Aripuanã, MT. **Acta Amazonica**, v. 9, n. 2, p. 325-352. 1979.

SOUZA, U. P.; FERREIRA, F. C.; CARMO, M. A.; BRAGA, F. Feeding and reproductive patterns of *Astyanax intermedius* in a headwater stream of Atlantic Rainforest. **Academia Brasileira de Ciências**, v. 87, n. 4, p. 2151-2162. 2015.

SÚAREZ, Y.R.; VALÉRIO, S.B.; TONDALO, K.K.; XIMENES, L.Q.L.; FELIPE, T.R.A. Determinantes ambientais da ocorrência de espécies de peixes em riachos de cabeceira da bacia do rio Ivinhema, alto rio Paraná. **Acta Scientiarum Biological sciences**, v. 29, n. 2, p. 145-150. 2007.

TÓFOLI, R. M.; HAHN, N. S.; ALVES, G.H.Z.; NOVAKOWSKI, G. C. Uso do alimento por duas espécies simpáticas de *Moenkhausia* (Characiformes, Characidae) em uma Região Centro-Oeste do Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 100, n. 3, p. 201-206. 2010.

WINDELL, J. T.; BOWEN, S. H. Methods for study of fishes diets based on analysis of stomach contents. In: BAGENAL, T. ed. **Methods for assessment of fish production in fresh water.** Oxford, Blackwell Scientific. p. 219-226. 1978.

WINEMILLER, K. O.; MCLNTYRE, P. B.; CASTELLO, L.; FLUET-CHOUINARD, E.;

GIARRIZZO, T.; NAM, S.; SÁENZ, L. Balancing hydropower and biodiversity in the Amazon, Congo, and Mekong. **Science**, v. 351. n. 6269, p. 128-129. 2016.

ZARSKÉ, A. X. E. L.; GÉRY, J. *Hemigrammus neptunus* sp. n.-eine neue Salmier-Art (Teleostei, Characiformes, Characidae) aus dem Einzugsgebiet des Río Manuripi in Bolivien (Departamento Pando). **Zoologische Abhandlungen**, v. 52, n. 1, p. 23-34. 2002.

Sugestão de citação

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.

Evidências parasitológicas em parques e bosques de Curitiba, Paraná*Parasitological evidence in parks and woods in Curitiba, Paraná state*Anna Carolina Benatto Lucca¹, Emily Carolainy Nunes de Oliveira¹, Edinalva Oliveira², Camila Nunes de Moraes Ribeiro¹¹Biomedicina, Universidade Positivo, Curitiba, PR. e-mail: a_benato@hotmail.com²Universidade Federal do Paraná, Setor Litoral; e-mail: edinaoli@yahoo.com.br**RESUMO**

O objetivo do estudo foi avaliar a presença, distribuição de abundância, riqueza e frequências de ocorrência de parasitas em equipamentos e nos solos dos 10 parques e 10 bosques mais visitados de Curitiba/2018. Dois Métodos foram selecionados: Método de Graham aplicado aos Equipamentos e Método de Hoffman Pons e Janer (HPJ) aplicado em amostra de solo das trilhas. Para o Método de Graham foram extraídas 5 réplicas totalizando 100 lâminas, no Método de HPJ foram extraídas cerca de 10 gramas, em laboratório confeccionadas 3 lâminas totalizando 60 amostras. Os resultados indicaram 100% de positividade em todos os parques e bosques para ambas as metodologias. A abundância total foi de N=300 evidências (N=183 HPJ - frequência relativa 61% e N=117 Graham frequência relativa 39%). A riqueza total foi de S=22 evidências (Método de Graham S=14 e HPJ S=15). O ambiente com maior registro de evidências foi o Bosque do Alemão (104 registros), enquanto que a maior riqueza ocorreu no Bosque Irmã Clementina (12 evidências diferentes). Ovos de *Enterobius* registraram a maior frequência absoluta, ocorrendo em quatorze dos ambientes em estudo, outras sete tiveram registro raro. Alertamos que os achados destacam a necessidade de atenção à higiene pela população. A ausência de barreiras, facilidades de acesso e disponibilidade de espaços favorece a busca de muitos por estes ambientes. Contudo, os parasitas podem representar ameaças a qualidade de vida e por isso sugere-se campanhas de informação ao público que busca o lazer.

Palavras-chave: Hoffman Pons e Janer, Método de Graham, Parasitoses, Solo.

ABSTRACT:

The present study aimed to evaluate the presence, distribution of the abundance, richness and relative frequency of occurrence parasitological evidence in equipment and soil of 10 parks and 10 woods most visited woods of Curitiba/2018. Two Methods were selected: Graham Method applied equipment and Hofman Pons and Janer Method applied in soil sample the tracks. For the Graham Method were extracted 5 replicates totaling 100 slides, in the Method of HPJ was extracted a sample, about 10 grams, in laboratory made 3 slides totaling 60 samples. The positivity was recorded 100% in all parks and forests for both Methodologies. The total abundance was 300 evidences (171 HPJ – relative frequencies 61% and 116 Graham relative frequencies 39%). The richness in Graham's Method was 14 evidences, while HPJ had a richness of 15 evidences. The environment with the highest record of evidence was Bosque do Alemão (104 records), while the greatest richness occurred in Bosque Irmã Clementina (12 different evidences). *Enterobius* eggs were the most frequent evidence, recorded in fourteen of the environments under study, while seven others had a rare record, occurring in only one of the environments under study. We warned that the findings suggest the need for attention to hygiene by the population. The absence of barriers, access and availability of spaces encourages the search for many in these environments. However, they may represent threats to quality of life and we suggest the creation information campaigns for people seeking leisure.

Keywords: Hoffman Pons and Janer, Graham Method, Parasites, Soil.

INTRODUÇÃO

O parasitismo se caracteriza como uma associação entre seres vivos de diferentes espécies, na qual ocorre unilateralidade de benefícios. Neste sentido, o parasito é considerado agente agressor e o hospedeiro acaba sendo prejudicado pelas agressões (Neves et al., 2005). As parasitoses intestinais são doenças comuns reconhecidas como problemáticas para a saúde pública. Estas apresentam elevadas taxas de contaminação (cerca de 3,5 milhões de pessoas no mundo), principalmente entre crianças (Belo et al., 2012).

Além disso, tende a ocorrer alta incidência em ambientes socioeconomicamente desfavorecidos e em particular nos países subdesenvolvidos, relacionadas à falta de saneamento básico, instalações sanitárias inadequadas, higiene escassa, carência de informação da população sobre medidas profiláticas e preventivas, que estão entre os grandes aliados para a contaminação. Em muitos casos, lugares aparentemente limpos, também são propensos e suscetíveis à dispersão de estruturas parasitárias, como exemplos, lugares públicos frequentados por parcelas expressivas da população para lazer (Andrade et al., 2010).

Rey (2008) destacou que o aumento de infecções parasitárias é decorrente da aproximação que o indivíduo possui com a fonte de contaminação, entrando em contato diretamente ou indiretamente com cistos, oocistos, ovos e larvas. A presença destas estruturas parasitárias em locais e elementos públicos confirma o relevante papel que desencadeiam no estabelecimento de parasitoses. Este fato, facilita o desenvolvimento de doenças, em vários níveis de gravidade, ocasionando os problemas de saúde pública (Valadares et al., 2014).

Existem várias formas de transmissão destas doenças, Santos et al. (2017) destacam que espaços públicos podem ser ocupados por animais contaminados, os quais podem transmitir algumas parasitoses, enquadradas como zoonoses. A presença de fezes destes animais nestes espaços, amplia as potencialidades de contato dos seres humanos com estas estruturas. Além disso, pode ocorrer a transmissão horizontal (pessoa a pessoa) de forma não hereditária, quando estruturas contaminantes estão presentes no ambiente (Zéle et al., 2018).

A contaminação dos hospedeiros pelo meio ambiente foi objeto de pesquisas, que registraram amostras positivas para parasitas em solos de diferentes áreas de lazer. Entre os fatores que contribuem expressivamente para a manutenção dos registros estatísticos elevados, no desenvolvimento dos parasitas e transmissão aos hospedeiros, se destacam as condições climáticas, temperatura, umidade, radiação solar, chuva e o vento (Corrêa & Moreira, 1995/1996; D'Agosto et al., 2000; Neves et al., 2005; Souza; Mamede-Nascimento; Santos, 2007; Mello; Mucci; Cutolo, 2011; Vargas et al., 2013; Ojha et al., 2014; Prestes et al., 2015; Santos et al., 2017).

Os estudos ainda ressaltam que as parasitoses acarretam desequilíbrios aos hospedeiros, independentemente da idade, nutrição e estado imunológico. Desta forma, o solo exerce papel fundamental para os parasitas, se comportando como

um hospedeiro intermediário, oferecendo proteção para os estágios infectantes e boas condições para a manutenção destes organismos por longos intervalos de tempo (Vinha, 1965).

Insetos entre outros animais podem participar como vetores, auxiliando nos processos de propagação e manutenção dos parasitas no ambiente. É comum no período chuvoso aliados as temperaturas mais elevadas ocorrer um aumento de registros positivos. A chuva auxilia na disseminação das formas infectantes dos parasitas, ao lavar o solo, contendo fezes, espalhando-as pelo meio e possibilitando que contaminantes cheguem a distâncias expressivas da fonte de origem. Além disso, a temperatura é um fator desencadeador de mecanismos biológicos que induzem a maturação e liberação dos estágios infecciosos de diferentes espécies de parasitos (Mello *et al.*, 2011).

Curitiba é a capital do Estado do Paraná, localizada a 934 metros de altitude no primeiro planalto paranaense, ocupando uma área de 435.036 km². Essa metrópole tem cerca de 1,765 milhões de habitantes que se distribuem por 75 bairros, muitos destes apresentam uma ampla área estabelecida como parques e bosques. Estes espaços são procurados por uma parcela expressiva da população, que objetiva diariamente frequentar espaços abertos, no intuito de melhorar a qualidade de vida, de forma a descansar, praticar atividades físicas, ou mesmo simplesmente passear, entre outras atividades que compõem o lazer.

Para estimular a população a frequentar tais locais, dando melhores condições aos usuários, a Prefeitura de Curitiba disponibiliza estrutura e equipamentos como sanitários, churrasqueiras, quadras de esporte, vestiários, equipamentos de ginástica, parquinhos para diversão infantil, bancos, recipientes para descarte dos resíduos, mirante, entre outros, sempre no intuito de atender ao público de forma satisfatória.

Dados do Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba (IPPUC, 2018), apontam que a localidade possui um total de 28 parques e 16 bosques. Dentre estes, os dez parques mais frequentados (por ordem) são: Parque Barigui, Parque São Lourenço, Parque Bacacheri, Parque Atuba, Passeio Público, Parque Tanguá, Parque Tingui, Parque das Pedreiras, Parque Cambuí, Parque Iguaçu, Bosque Papa João Paulo II; e os dez bosques mais frequentados (por ordem) são: Bosque Reinhard Maack, Bosque Zaninelli-Unilivre, Bosque da Fazendinha, Bosque Alemão, Bosque Gutierrez, Bosque Irmã Clementina, Bosque de Portugal, Bosque Capão da Imbuia e Bosque Pilarzinho.

Apesar do amplo uso destes espaços e da possibilidade dos mesmos atuarem como ambientes potenciais à transmissão de parasitoses, são raras as pesquisas sobre parasitoses na localidade. Sendo apenas dois registros: Leite *et al.* (2004) os quais analisaram endoparasitas, pelo Método de Willis em amostras de fezes de cães, cujos donos são estudantes universitários e, Montanher *et al.* (2007) que estudaram amostras de alface procedentes de restaurantes self-service por quilo, pelo Método HPJ.

Consequentemente, emerge a necessidade do reconhecimento da presença de evidências parasitológicas

nesses locais. Na crença, de que o entendimento desta problemática, trará relevantes subsídios para reconhecer o comportamento de zoonoses na localidade. Estudos com este enfoque podem contribuir ainda como instrumento de alerta à população, que frequenta as áreas públicas de lazer.

OBJETIVOS

O presente estudo tem por objetivo analisar amostras provenientes de equipamentos e de solos oriundos de parques e bosques de Curitiba (PR), a fim de avaliar a presença de evidências parasitológicas e determinar a distribuição de abundâncias, frequência relativas e riquezas. Os registros positivos serão avaliados em termos de gênero do parasito, distribuição de frequência absoluta e frequência de ocorrência, para que se possa discutir os riscos que tais evidências podem trazer a qualidade de vida da população.

MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas no período de abril a julho de 2018, sempre no período vespertino, quando o clima se apresenta quente e úmido, todavia, sem chuvas. A coleta das amostras foi nos finais de semana, quando o fluxo populacional é mais expressivo. A pesquisa tomou como critério de seleção para estudo vinte locais (dez parques e dez bosques), os mais frequentados pela população, conforme registros do IPPUC (2018). Os parques e praças eram locais amplos e não houve um critério específico para determinar exatamente o local de coleta da amostra.

Em cada um destes foram aplicadas duas metodologias de amostragens. A primeira o Método de Graham (Rey, 2008) tomando como ambientes de referência para coleta das amostras os equipamentos de lazer, utilizados pela população para prática desportiva ou brincadeiras infantis. Nesse caso, foram extraídas de cada local cinco amostras, totalizando 100 amostras. Cada amostra foi no laboratório, examinada em microscopia óptica com lente objetiva de 10x e 40x, sendo vistoriada em toda sua extensão por dois pesquisadores. A segunda amostragem de solo, tomou como referência os estudos de Mello *et al.* (2011). Desta forma, foram colhidas amostras de solo em trilhas utilizadas para deslocamentos da população. Em cada ambiente, com o auxílio de uma escova e um anteparo de metal, cerca de 10g de solo superficial foram colhidos. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos estéreis, armazenados e transportados em caixa refrigerada até o laboratório. No laboratório, as amostras de solo foram submetidas ao Método de Sedimentação Espontânea Hoffman Pons e Janer; 1934 (HPJ), conforme orientações de Rey (2008). O intervalo mínimo de 24 horas foi aplicado para o processo de sedimentação espontânea. A seguir foram compostas 3 lâminas para cada ambiente, com a adição de 1 gota de Lugol, totalizando 60 lâminas. Estas foram observadas sob microscópio óptico em objetiva de 10x e 40x, sendo vistoriada em toda sua extensão por dois pesquisadores.

A análise interpretativa foi realizada num contexto de duas etapas tomando como referências dimensões qualitativas e quantitativas para o total de amostras nos dois métodos de avaliação. A primeira considerou a distribuição de abundâncias, frequências relativas e riqueza dos registros positivos. A segunda avaliou os gêneros de cada evidência e

sua respectiva distribuição de frequência absoluta e frequência de ocorrência para cada ambiente de estudo.

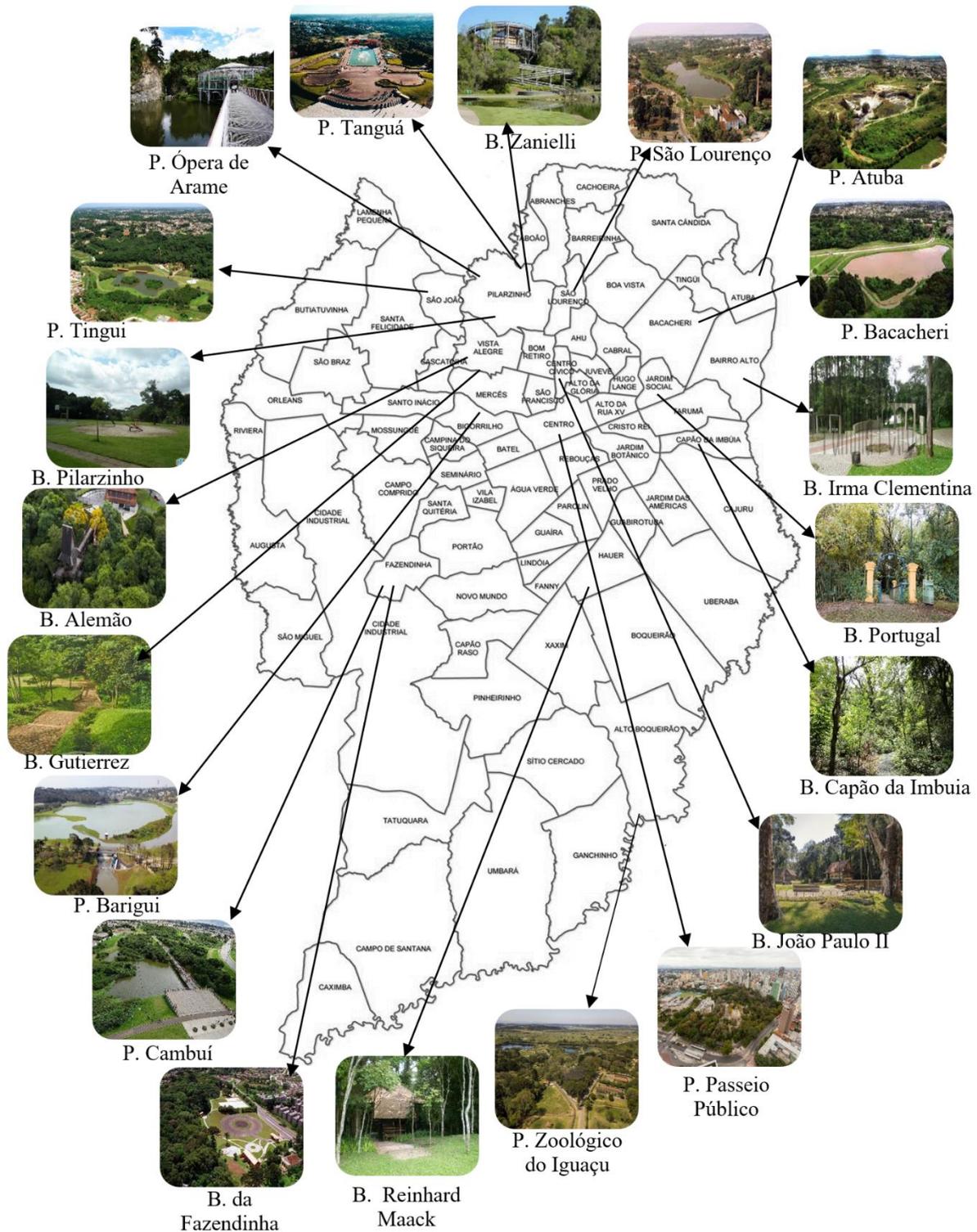
RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 apresenta o mapa da cidade de Curitiba, destacando a distribuição espacial dos ambientes de estudo na presente pesquisa. A seleção destes ambientes para o estudo tomou como critério de referência os mais frequentados. Deste modo, foi verificado que a maior parte destes se concentra numa área com baixa proximidade.

Acredita-se que as facilidades de acesso, inclusive por meio das linhas de transporte coletivo possibilita que a população concentre sua opção de lazer nestes ambientes.

Na primeira etapa dos resultados, foi verificado para todos os ambientes em estudo houve o registro de pelo menos uma evidência parasitológica (100% de prevalência), para ambas as técnicas em aplicação, com um total de N=300 amostras positivas.

Figura 1 - Mapa de Curitiba/2018 e registros fotográficos dos ambientes de estudo. Fonte: Adaptado de Prefeitura Municipal de Curitiba. Elaborado pelas autoras.



Na análise comparativa entre os dois Métodos N=117 (frequência relativa 39%) foram registrados pelo Método de Graham e N=183 (frequência relativa 61%) pelo Método HPJ. A Tabela 1 apresenta a distribuição de abundâncias, frequências relativas e riquezas destes registros em cada um dos ambientes em estudo, para ambas as técnicas de abordagem. Os ambientes foram ordenados nesta análise conforme os valores obtidos para as evidências parasitológicas, desde os que apresentaram valores mais expressivos para aqueles de menores valores.

A primeira etapa dos resultados apontou que as maiores abundâncias e frequências relativas total foram registradas no Bosque do Alemão N=67 registros positivos (frequência relativa 22,33%), Parque Barigui N=28 (frequência relativa 9,33%) e Bosque Irmã Clementina N=25 (frequência relativa 8,33%) e, os menores valores da abundância total foram registrados no Parque Ópera de Arame N=3 (frequência relativa 1,00%) e no Parque Tanguá N=4 (frequência relativa 1,33%). Os demais registros da abundância oscilam entre N=24 e N=5 e frequência relativa entre 8,00% e 1,67%.

Tabela 1. Distribuição de Abundâncias, Frequências Relativas e Riquezas de evidências parasitológicas em Bosques e Parques de Curitiba/2018.

	Abundância			Frequência Relativa			Riqueza		
	Método Graham	Método HPJ	Total	Método Graham	Método HPJ	Total	Método Graham	Método HPJ	Total
B. Alemão	2	65	67	1,71	35,52	22,33	6	2	7
P. Barigui	14	14	28	11,97	7,65	9,33	7	3	7
B. Irmã Clementina	9	16	25	7,69	8,74	8,33	9	5	12
B. Reinhard Maack	10	14	24	8,55	7,65	8,00	5	4	7
P. São Lourenço	7	12	19	5,98	6,56	6,33	3	4	5
P. Atuba	8	10	18	6,84	5,46	6,00	6	7	10
P. Tingui	7	11	18	5,98	6,01	6,00	5	5	8
B. Gutierrez	13	4	17	11,11	2,19	5,67	1	6	7
B. da Fazendinha	8	4	12	6,84	2,19	4,00	3	5	6
B. Zaninelli-Unilivre	7	4	11	5,98	2,19	3,67	4	4	6
B. Capão da Imbuia	8	1	9	6,84	0,55	3,00	1	5	6
P. Zoológico do Iguaçu	5	3	8	4,27	1,64	2,67	5	2	6
B. Pilarzinho	3	5	8	2,56	2,73	2,67	3	2	3
B. Papa João Paulo II	5	2	7	4,27	1,09	2,33	2	2	3
P. Bacacheri	2	4	6	1,71	2,19	2,00	1	3	4
P. Cambuí	3	3	6	2,56	1,64	2,00	1	2	3
B. de Portugal	2	3	5	1,71	1,64	1,67	2	1	3
P. Público	2	3	5	1,71	1,64	1,67	2	3	5
P. Tanguá	1	3	4	0,85	1,64	1,33	1	2	3
P. Ópera de Arame	1	2	3	0,85	1,09	1,00	1	2	3
Total	117	183	300	100	100	100			

Considerando o Método de Graham as maiores abundâncias foram registradas no Parque Barigui N=14 (frequência relativa 11,97%) e Bosque Gutierrez N=13 (frequência relativa 11,11%) e, as menores abundâncias ocorreram no Parque Tanguá e no Parque Ópera de Arame ambos com N=1 e frequência relativa 0,85%.

Para o Método HPJ as maiores abundâncias foram registradas no Bosque do Alemão N=65 (frequência relativa 35,52%) e Irmã Clementina N=16 (frequência relativa 8,74%). Enquanto que as menores abundâncias ocorreram no Bosque Capão da Imbuia N=1 (frequência relativa 0,55%) e no Parque Ópera de Arame com N=2 e frequência relativa 1,09%.

A positividade do registro de evidências, através dos achados com a aplicação do Método de Graham se inserem no intervalo entre os estudos de Valadares; Fonseca; Welter (2014) em superfícies em locais públicos, com positividade de 60% e Barcarol et al. (2012) em escolas de Cruz Alta (RS) com apenas 6,8% de positividade.

A positividade do registro de evidências, através dos achados com a aplicação do Método HPJ se aproximam dos estudos de Spósito & Viol (2012) que registraram 65,3% em amostras de areia e solo de Praças Pública em Apucarana (PR). Além disso, são superiores aos achados de Ross et al. (2012) que verificaram 41,0% em amostras de solo e fezes de praças públicas.

Os resultados positivos obtidos aplicando as duas metodologias em estudo, aliados ao fato de que abordagens desta magnitude demandam um baixo custo, destacam o valor da aplicabilidade das mesmas em pesquisas com objetivos similares.

A riqueza total foi de S=22 evidências parasitológicas, entretanto, nenhum dos ambientes em estudo, ou metodologia de abordagem registrou esse valor total. Considerando os ambientes em estudo as maiores riquezas foram registradas no Bosque Irmã Clementina S=12 e no Parque do Atuba S=10 e, a menor riqueza foi equivalente a

S=3 registrada em seis dos ambientes em estudo: bosques Pilarzinho, Papa João Paulo II, Portugal e parques Cambuí, Tanguá e Ópera de Arame. Os demais registros da Riqueza oscilam entre S=4 e S=8.

Para o Método de Graham as maiores riquezas ocorreram no Bosque Irma Clementina S=9 e Parque Barigui S=7 e o menor valor S=1 foi registrado em seis ambientes: os bosques Gutierrez, Capão da Imbuia e os parques Bacacheri, Cambuí, Tanguá e Ópera de Arame. Com esta metodologia as demais riquezas oscilaram entre S=2 e S=6.

Para o Método de HPJ as maiores riquezas ocorreram no Parque do Atuba S=7 e Bosque Gutierrez S=6 e o menor valor S=1 foi registrado no Parque Portugal. Os demais achados com esta metodologia oscilaram entre S=2 e S=5.

O valor da riqueza total registrado nesta pesquisa supera o valor S=10 dos estudos de Ross et al. (2011-2012) registrado aplicando os Métodos HPJ, Wills-Molay e Faust no solo de praças públicas em Crus Alta (RS). Assim como S=5 verificado por Vargas et al (2013), aplicando o Método de Centrifugo Flutuação, em praças e parques de Porto Alegre (RS) e Spósito & Viol (2012) aplicando os Métodos HPJ, Faust e Baermann em praças de Apucarana (PR).

Na sequência procedeu-se a avaliação das frequências absolutas e as frequências de ocorrências de cada uma das evidências registradas para os ambientes de estudo. Nessa análise foram reunidos os registros obtidos em ambas as metodologias de abordagem. A Tabela 2 apresenta a distribuição de frequência absoluta de cada evidência

registrada, sendo possível a partir da análise destes dados reconhecer as distribuições das respectivas frequências relativas e frequência de ocorrência.

As evidências registradas foram ovos, larvas, oocistos ou cistos de vinte e dois diferentes gêneros de parasitos. A maior frequência absoluta foi registrada para ovos de *Enterobius* com 104 registros (frequência relativa 34,67%), distribuídos em um total de quatorze dos ambientes em estudo (70% de frequência de ocorrência). Além disso, a maior parte destes achados foi registrada no Bosque do Alemão com 56 registros, perfazendo uma frequência relativa de 53,84% desta evidência.

Ovos de *Ascaris* ocupam a segunda posição em termos de frequência absoluta com 47 registros (frequência relativa 15,67%), distribuídos em quinze dos ambientes em estudo (75% de frequência de ocorrência). Esta evidência apresentou uma distribuição de achados nos ambientes que oscilaram entre 1 registro e 6 registros.

Os registros raros foram oocistos de *Isospora* e outros Coccídeos, ovos de *Echinococcus*, *Eurytrema* e *Trichuris* e as larvas de *Echinostoma* e *Strongyloides*. Cada um destes apresentou apenas 1 registros (0,33% frequência relativa) e frequência de ocorrência equivalente a 5% entre os ambientes em estudo.

Os demais registros apresentaram frequências absolutas que variaram entre 2 registros e 41 registros, respectivamente 0,67% e 13,67% de frequência relativa.

Tabela 2. Distribuição de Frequências Absoluta das diferentes evidências parasitológicas em Bosques e Parques de Curitiba/2018.

Evidencias	AMBIENTES DE ESTUDO																				Tt
	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O	P	Q	R	S	T	
Ov. <i>Enterobius</i>	56	8	2	9	8	6	1		2		1	1	4		2	3				1	104
Ov. <i>Ascaris</i>	4	4	4	6	5	3	3	3	3	2	2	2		3		2		1			47
La. Nematoda	1	8	3	5		3	2	7	2	2		1		3				1	2	1	41
Ov. Ancylostomidae	2	2	6	1	3	1	2	1	2	4	2	1	1		2						30
Ov. <i>Hymenolepsis</i>		2	3			1	1	1	2	1	2	1	1	1	1			1	1		19
Ov. <i>Toxocara</i>					1		4	2	1		2	1			1					1	13
La. Ancylostomidae	2		1	1	2	1	1														8
Ov. <i>Clonorchis</i>			2							1								3		1	7
Ov. <i>Taenia</i>		3	1										2		1						7
La. <i>Pulex</i>			1				1	1										1			4
Ci. <i>Giardia</i>							2	1													3
Ov. <i>Fasciola</i>			1							1									1		3
Acarina						1		1										1			3
Ov. <i>Capillaria</i>			1	1																	2
Ov. <i>Dipylidium</i>						1						1									2
Oc. Coccídios							1														1
Oc. <i>Isospora</i>						1															1
Ov. <i>Echinococcus</i>	1																				1
Ov. <i>Eurytrema</i>				1																	1
Ov. <i>Trichuris</i>	1																				1
La. <i>Echinostoma</i>		1																			1
La. <i>Strongyloides</i>																			1		1

Legenda: A) Bosque do Alemão, B) Parque Barigui, C) Bosque Irmã Clementina, D) Bosque Reinhard Maack, E) Parque São Lourenço, F) Parque Tingui, G) Parque do Atuba, H) Bosque Gutierrez, I) Bosque da Fazendinha, J) Bosque Zanielle-Unilivre, K) Bosque Capão da Imbuia, L) Zoológico Municipal do Parque Iguazu, M) Bosque do Pilarzinho, N) Parque João Paulo II, O) Parque Bacacheri, P) Parque Cambuí, Q) Bosque Portugal, R) Passeio Público, S) Parque Tanguá, T) Parque Ópera de Arame, Ov) Ovo, La) Larva, Oc) Oocisto.

Pesquisas com o solo de ambientes públicos utilizando o Método HPJ com valores próximos aos aqui registrados, foram desenvolvidas por Pastório; Liberati; Leonardo (2009) com 53,8 % de registros positivos; Ross et al. (2011-2012) com 32%; Spósito & Viol (2012) 100% e Santos et al. (2017) 75%. Os principais parasitos destes estudos foram ovos de Ancilostomídeos e *Toxocara*.

Adicionalmente, Vargas et al. (2013) buscaram relacionar a ocorrência de evidências parasitológicas no solo aos fatores ambientais. Os autores, destacam que temperaturas elevadas implicam num déficit para o desenvolvimento das fases evolutivas e inviabilizam as evidências parasitológicas. Desta forma, os registros deste estudo apresentavam uma queda da frequência relativa igualmente associada a baixa umidade. Esta análise, aponta que existe uma maior prevalência de parasitos em locais de baixa incidência solar, indicando que a radiação solar prejudica o desenvolvimento dos ovos, conduzindo os mesmos a um processo de dessecação.

Curitiba insere-se numa região de clima do tipo *Cfb* pela Classificação Climática de Köppen-Geiger, com quatro estações definidas, o mês mais frio tem média acima de 0°C

ou -3°C, todos os meses apresentam temperatura média abaixo de 22°C e pelo menos quatro meses apresentam média acima de 10°C, além disso, não há diferença significativa no nível de precipitação entre as estações. Neste sentido, os registros obtidos na presente pesquisa destacam valores expressivos de positividade para evidências parasitológicas nestes espaços públicos. As amostras de solo foram colhidas em trilhas, que apresentam árvores ao redor, o que dificulta a incidência solar direta sobre o solo. Os resultados, destacam elevadas abundância em particular no Bosque do Alemão, bem como a riqueza registradas no Bosque Irmã Clementina.

A Tabela 3 apresenta uma análise holística dos achados aqui evidenciados e outras pesquisas com objetivos similares, desenvolvidas no território nacional. Além deste estudo, oito outros foram registrados. Nestas pesquisas o Método de Graham foi utilizado por apenas outras duas, enquanto que o Método de HPJ foi aplicado em outras seis pesquisas. A riqueza S=22 de evidências é a mais elevada. Comparando com outros estudos os achados desta pesquisa se sobressaem.

Análises de Ross et al. (2011-2012) obtiveram um segundo valor de riqueza mais próximo 10 evidências. A positividade

de 100% foi igualmente registrada por Spósito & Viol (2012), Vargas et al. (2013) e Krindges et al. (2017). Todavia os autores utilizaram outras metodologias para obter este valor. As evidências mais comuns entre os achados foram Ancilostomídeos (ovo ou larva) registrada em seis dos estudos, *Ascaris* registrada em cinco estudos, *Strongiloides* e *Toxocara* registradas em três estudos.

Os valores de abundância, riqueza e frequência de ocorrência das evidências parasitológicas aqui registradas permitem inferir, que há o risco de contaminação nestes ambientes de lazer, utilizados por parcelas expressivas da população de Curitiba. Alertamos ainda que entre os frequentadores destes ambientes se destaca a presença de crianças. O fato destas estarem mais propícias ao contato com brinquedos e outros equipamentos faz com que sejam as mais ameaçadas.

Mello *et al.* (2011) alertaram sobre a frequência de estruturas parasitárias em locais abertos, apontando que os valores elevados podem estar relacionados à disposição incorreta de resíduos. A deposição incorreta de fezes humanas a céu aberto e a presença de animais perambulantes infectados amplia as potencialidades de registro de estruturas parasitológicas nestes locais, visto que os mesmos têm facilidade de acesso e não apresentam barreira física. A presença de animais perambulantes, resíduos alimentares nos ambientes, alerta para questões de saúde pública, uma vez que algumas parasitoses são igualmente reconhecidas como zoonoses. Para mitigar este quadro Santos et al. (2017), apresentam o uso de álcool 70% para higienizar as mãos, a vermifugação das pessoas e dos animais, a vacinação dos animais e melhoria das condições de saneamento básico.

A opção de analisar ambientes com alta concentração de pessoas, e fácil acessibilidade, favorece a possibilidade de trânsito de animais. Provavelmente, este fato, contribuiu para as abundâncias e riquezas desta pesquisa. Ressaltamos que muitos dos que buscam os ambientes de estudo o fazem para

desfrutar dos equipamentos, que permanecem a céu aberto, e não existe higienização destes, das mãos, calçados ou imediações. É possível que entre os frequentadores assíduos alguns apresentem algum tipo de parasito. Este fato aliado aos maus hábitos de higiene dos mesmos contribui para que os locais funcionem como espaços de disseminação das evidências parasitárias para outros hospedeiros, compondo um ciclo vicioso.

Nesse entendimento, é de extrema importância a atuação dos profissionais da saúde, ressaltando entre estes a contribuição funcional do Biomédico na educação sanitária. Estes profissionais além da coleta, armazenamento e análise laboratorial de amostras, podem fornecer subsídios para programas de monitoramento e saúde pública. As competências dos mesmos vão além das boas técnicas científicas e laboratoriais, analisando os problemas da sociedade, propondo soluções para o contexto social, econômico, cultural, político, biológico, ecológico e ambiental da população (Silva et al. 2014).

Corroborando esta percepção, Perinazzo et al. (2016), discutiram a importância da atuação dos Biomédicos na Saúde Pública. Os quais, com discernimento e equilíbrio entre o conhecimento e a prática, aliados ainda a uma atuação transdisciplinar, podem apresentar ferramentas, estratégias e ações, cujos objetivos se voltam para a manutenção da saúde (Zimmermann et al., 2015). Considerando que a educação em saúde, representa um elo para intervir nos problemas relacionados à saúde da população, as pesquisas contribuem para o desenvolvimento de novas percepções sobre a qualidade de vida, e a saúde (Perinazzo et al. 2016). Esse engajamento é parte do que se entende por atenção à saúde, compondo um conjunto articulado e contínuo de ações e serviços preventivos e curativos em âmbito individual e coletivo (Souza et al. 2005).

Tabela 3 - Análise cronológica de estudos de parasitos em espaços de lazer no Brasil. Na apresentação dos resultados optamos por manter os táxons de parasitos mais genéricos, facilitando a comparação.

Autores/ano	Localidade	Amostra	Metodologia	Resultados
Pastório; Liberati; Leonardo (2009)	Praças e Canil Maringá PR	Solo	HPJ, Willis-Mollay, Faust, Gordon e Whitlock	53,8 % positivo Praças e 40 % positivo Canil Coccídeos, Ascarídeos, Ancilostomídeos, Ácaros.
Ross et al. (2011-2012)	Praças Cruz Alta RS	Solo e Fezes.	HPJ Wills-Mollay, Faust	32% positivo Solo e 48% positivo Fezes. <i>Giardia, Toxocara, Ispora, Ancilostoma, Trichuris, Strongiloides, Diphylidium, Ascaris, Toxoplasma, Sarcocystis</i>
Spósito & Viol (2012)	Praças Apucarana PR	Solo e areia	HPJ, Faust e Baermann	100% de positivo <i>Entamoeba, Ancilostoma, Giardia, Taenia, Toxoplasma</i>
Barcarol et al. (2012)	Objetos recreativos escolas Cruz Alta RS	Superfície	Graham e Swab	Positivo em apenas um elemento nos dois Métodos <i>Acanthamoeba</i>
Vargas et al. (2013)	Praças e Parques Porto Alegre – RS	Solo	Centrifugo flutuação	100% de positivo Praças <i>Ascaris, Trichuris, Toxocara, Strongiloides, Larva Helminthos</i>
Valadares; Fonseca; Welter (2014)	Sanitários públicos Palmas TO	Superfície	Graham	60% positivo Helminthos 16% de positivo Protozoa Larva e Ovos Helminthos e Cistos de Protozoários
Santos et al. (2017)	Praça Muriaé MG	Solo	HPJ	75% positivo Ancilostomídeos e 25% positivo <i>Toxocara</i>
Krindges et al. (2017)	Praças litoral norte Rio Grande do Sul	Areia	HPJ	100% de positivo <i>Balantidium, Larva Ancilostomídeo, Ascaris, Larva Strongiloides</i>
Presente estudo (2018)	Parques e Bosques Curitiba	Superfícies e solo	HPJ, Graham	100% de positivo ambas as técnicas e todos ambientes Larvas de Nematoda, <i>Ascaris, Enterobius, Hymenolepsis</i> e Ancilostomídeos e outros 17

Os registros positivos de evidências parasitológicas aqui apresentados oferecem um aporte teórico e prático para a adoção de medidas profiláticas. Como exemplos: higienização das mãos, uso de calçados fechados, implementação de barreiras físicas nos locais, vacinação e vermifugação dos animais. Buscando a melhoria na qualidade de vida para todos que compartilham estes locais. Além destas, recomendamos ainda o desenvolvimento de programas de educação sanitária. Estes encaminhamentos podem auxiliar na mitigação da contaminação pelas evidências parasitológicas presentes nos equipamentos e no solo dos ambientes utilizados para o lazer.

CONCLUSÃO

Aplicando duas metodologias para buscas de evidências parasitológicas: Método de Graham e Método HPJ, verificamos 100% de positividade com registro de 300 evidências em amostras do solo e de equipamentos, extraídas dos dez parques e dez bosques, mais visitados de Curitiba em 2018.

O Método HPJ o de maior efetividade nos registros. No que se refere aos ambientes o Bosque do Alemão foi o local de maior abundância N=67 registros positivos, agregando as

duas metodologias de aplicação e, seis ambientes registraram a menor abundância com apenas N=3 registros.

A riqueza total foi de S=22 evidências de diferentes formas parasitas. A distribuição foi desigual entre os ambientes e no Bosque Irmão Clementina houve o maior registro de riqueza S=12 evidências. Além disso, ovos de *Enterobius* representam a evidência de maior frequência absoluta, ocorrendo em quatorze dos ambientes em estudo e, outras sete registraram o monoparasitismo.

Os ambientes analisados são frequentados por expressivas parcelas da sociedade Curitibana, o que alerta para a necessidade de Atenção à Saúde, sugerindo cuidados individuais e coletivos. O contato, direto ou indireto, com o solo ou equipamentos de lazer, traz a ameaça de parasitos com risco infeccioso, o que favorece os mecanismos de disseminação de possíveis doenças.

REFERÊNCIAS

- ANDRADE, E. C.; LEITE, I. C. G.; RODRIGUES, V. O.; CESCA, M. G. Parasitoses intestinais: uma revisão sobre seus aspectos sociais, epidemiológicos, clínicos e terapêuticos. **Revista de Atenção Primária à Saúde**, v. 13, n. 2, p: 231-240. 2010.
- BARCAROL, L.; ALMEIDA, C.; DUTRA, C.A.; FOGLIARINI, C.B.; JUNQUEIRA, C.; RAABE, D.; BRUSCO, I.; PORTINHO, J.S.; OLIVEIRA, J.; LEITE, M.S.; RODRIGUES, M.; SOSTISSO, Q.; ZANELLA, J. Identificação de parasitas pelo Método de Graham em objetos recreativos e pisos de escolas infantis do município de Cruz Alta – RS. **XVII Seminário Interinstitucional de Ensino, Pesquisa e Extensão. Universidade de Cruz Alta**, 7-12/nov. 2012.
- BELO, V. S.; DE OLIVEIRA, R. B.; FERNANDES, P. C.; NASCIMENTO, B. W. L.; FERNANDES, F. V.; CASTRO, C. L. F.; SANTOS, W. B.; SILVA, E. S. Fatores associados à ocorrência de parasitoses intestinais em uma população de crianças e adolescentes. **Revista Paulista de Pediatria**, v. 30, n. 2, p: 195–201. 2012.
- CORRÊA, G. L. B.; MOREIRA, W. S. Contaminação do solo por ovos de *Ancylostoma* spp. Em praças públicas, na cidade de Santa Maria, RS, Brasil. **Revista da FZVA**, v. 2/3, n. 1, p: 18-23. 1995/1996.
- D’AGOSTO, M.; RODRIGUES, A. F. S. F.; OLIVEIRA, C. E.; SANTOS, H. H. D.; MAIA, M. C.; ABREU, P. F. Contaminação ambiental por formas infectantes de parasitos no bairro Jardim Casablanca, Município de Juiz de Fora-MG. **Revista de Patologia Tropical**, v. 29, n. 1, p: 101-108. 2000.
- IPPUC - Instituto de Pesquisa e Planejamento Urbano de Curitiba. 2018. Disponível em: <https://www.curitiba.pr.gov.br/servicos/frequencia-e-uso-de-parques-e-pracas-covid-19/725>. Acesso em: 21/02/2021.
- KRINDGES, L.; PAIM, G.; DAMIN, B.; MEDEIROSA, N. da S. Análise parasitológica da areia das praças de cidades do litoral norte do Rio Grande do Sul. **Anais do V Congresso de Pesquisa e Extensão da FSG**. v. 5, n. 5. 2017.
- LEITE, L. C.; MARINONI, L. P.; CÍRIO, S. M.; DINIZ, J. M. F.; SILVA, M. A. N.; LUZ, E.; MOLINARI, H. P.; VARGAS, C. S. G.; LEITE, S. C.; ZADOROSNEI, A. C. B.; VERONESI, E. M. Endoparasitas em cães (*Canis familiaris*) na cidade de Curitiba - Paraná - Brasil. **Archives of Veterinary Scienc**, v. 9, n. 2, p. 95-99. 2004.
- MELLO, C. S.; MUCCI, J. L. N.; CUTOLO, S. A. Contaminação parasitárias de solo em praças públicas da zona leste de São Paulo, SP- Brasil e associação com variáveis meteorológicas. **Revista de Patologia Tropical**, v. 40, n. 3, p: 253-262. 2011.
- MONTANHER, C. C.; CORADIN, D. C.; FONTOURA, S. E. Avaliação parasitológica em alfaces (*Lactuca sativa*) comercializadas em restaurantes self-service por quilo, da cidade de Curitiba, Paraná, Brasil. **Estudos de Biologia**, v. 29, n. 66, p. 63–71. 2007.
- NEVES, D. P.; MELO, A. L. D.; LINARDI, P. M. L.; VITOR, R.W. A. **Parasitologia humana**. 11ª. ed. São Paulo: Atheneu. 2005.
- OJHA, S. C.; JAIDE, C.; JINAWATH, N.; ROTJANAPAN, P.; BARAL, P. Geohelminths: public health significance. **Journal of Infection in Developing Countries**, v. 8, n. 1, p: 5-16. 2014.
- PASTÓRIO, C.; LIBERATI, M. N.; LEONARDO, J. M. L. Prevalência de parasitas de caráter zoonótico no solo de praças públicas e canis em Maringá, Paraná. **VI EPCC, CESUMAR**. 27 a 30 de outubro. 2009.
- PERINAZZO, J.; SANDRI, Y. P.; MALLET, E. K. V.; ZIMMERMAN, C. E. P. A atuação do profissional biomédico na atenção primária à saúde: desafios na formação. **Revista Saúde Integral**, v.8, n. 15-16. 2015.
- PRESTES, L. F.; JESKE, S.; SANTOS, C. V. D.; GALLO, M. C.; VILLELA, M. M. Contaminação do solo por geohelminths em áreas públicas de recreação em municípios do sul do Rio Grande do Sul (RS), Brasil. **Revista de Patologia Tropical**, v. 44, n. 2, p: 155-162. 2015.
- REY, L. **Parasitologia**. 4ª. ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan. 2008.
- ROSS, M.; SCHMITT, B.A.M.; DE PAULA, D.F.M.; TOMAZZI, R.D.C.; FELIPPIN, T.; MACIESKI, F.R.; RIBAS JUNIOR, V.S.; DHEIN, C.L.; ZANELLA, J.D.F.P.; COSER, J. Prevalência de parasitas zoonóticos em praças públicas da cidade Alta- RS, de acordo com as estações quente e fria. Unicruz, 2012. In: **Seminário interinstitucional de ensino, pesquisa e extensão**, 6-8/Nov. UNICRUZ, 2012.
- SANTOS, J. D. A. R.; VIEIRA, L. J.; CARVALHO, G. A.; FERNANDES, F. M.; Avaliação da contaminação por parasitas zoonóticos em praças públicas da cidade de Muriai (MG). **Revista Científica da Faminas**, v. 12, n. 2, p: 46-51. 2017.
- SILVA, A. R. da; NUNES, C. R. dos S.; ARAÚJO, S. S. de; VERAS, H. N. H. O Papel do Biomédico na Saúde Pública. **Revista Interfaces: Saúde, Humanas e Tecnologia**, v. 2, n. especial, 2014.
- SOUZA, A. C. de; COLOMÉ, I. C. dos S.; COSTA, L. E. D.; OLIVEIRA, D. L. L. C. de. A Educação em Saúde com Grupos na Comunidade: uma estratégia facilitadora da promoção da saúde. **Revista Gaúcha Enfermagem**, v. 26, n. 2, p. 147- 153, 2005.
- SOUZA, F. D. D.; MAMEDE-NASCIMENTO, T. L.; SANTOS, C. S. D. Encontro de ovos e larvas de helmintos no solo de praças públicas na zona sul da cidade do Rio de Janeiro. **Revista de Patologia Tropical**, v. 36, n. 3, p: 247-253. 2007.

SPÓSITO, J. D.; VIOL, B. M. Avaliação da contaminação ambiental por parasitas potenciais causadores de zoonoses em espaços públicos de lazer em Apucarana, Paraná, Brasil. **Revista de Biologia e Farmácia**, v. 8, n. 1, p. 18-24. 2012.

VALADARES, M. B.; FONSECA, H. M.; WELTER, A. Parasitos intestinais em sanitários públicos da cidade de Palmas, TO. **Revista CEREUS**, v. 6, n. 1, p: 19-34. 2014.

VARGAS, M. M.; BASTIANI, M. D.; FERREIRA, J. R. D.; CALIL, L. N.; SPALDING, S. M. Frequência de estruturas parasitárias em praças e parques públicos da cidade de Porto Alegre-RS. **Revista de Patologia Tropical**, v. 42, n. 2, p: 434-442. 2013.

VINHA, C. Fundamentos e importância das campanhas contra os geohelmintos no Brasil. **Revista Brasileira de Malária e Doenças Tropicais**, v. 17, p: 379-409. 1965.

ZÉLÉ, F.; MAGALHÃES, S.; KÉFI, S.; DUNCAN, A. Ecology and evolution of facilitation among symbionts. **Nature Communications**, v. 9, p: 4869. 2018.

ZIMMERMANN, C. E. P.; MALLET, E. K. V.; SANDRI, Y. P.; FRIZZO, M. N. Biomedicina na Comunidade: Vivências e Práticas de Educação em Saúde. **Anais do I Seminário de Pesquisa, Extensão e Iniciação Científica/IESA**. Santo Ângelo, 1ª. ed., p. 179-184, nov. 2015.

Sugestão de citação

LUCCA, A. C. B.; OLIVEIRA, E. C.N.; OLIVEIRA, E.; RIBEIRO, C. N. M. Evidências parasitológicas em parques e bosques de Curitiba, Paraná. **Brazilian Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 42-51. 2020.

Primeiros registros de coruja-preta (*Strix huhula*, Daudin, 1800) nas cidades de Valença e Vassouras no estado do Rio de Janeiro

First records of black-banded owls (*Strix huhula* – Daudin, 1800) in Valença and Vassouras Cities in Rio de Janeiro State

Marc Alexandre Doria de Souza Petroff e Gabriela Carlos Mendes

Associação Nacional para Pesquisas, Conservação e Preservação de Strigiformes, Divisão de Pesquisa, Rio de Janeiro, RJ.

Resumo

Dentre as espécies brasileiras de corujas, a coruja-preta (*Strix huhula*; Daudin, 1800) possui duas subespécies, estando a *Strix huhula albomarginata* (Spix, 1824) incluída na lista de espécies ameaçadas do Plano de Ação Nacional para Conservação de Aves da Mata Atlântica. Em 2016, ocorreu o primeiro registro da subespécie na cidade de Valença/RJ. No mês de maio do mesmo ano, a Secretaria de Meio Ambiente de Valença entrou em contato com a Pró Corujas para solicitar auxílio técnico, pois estes estavam em posse do filhote do casal atuante na cidade, que foi resgatado por um munícipe que se preocupou com a presença de animais domésticos no local e pela realização de um evento sociocultural na praça onde o filhote havia sido encontrado. O filhote permaneceu sob os cuidados da Pró Corujas até o encerramento do evento, quando sua recolocação pôde então ser realizada. Não há registros de outra reprodução da espécie na cidade, possivelmente influenciado pelo estresse gerado com a retirada do filhote na presença do casal e pela realização do evento cultural na cidade. Em 2019, um espécime jovem foi encontrado no Distrito de Barão de Vassouras, sendo o primeiro registro da espécie em Vassouras, confirmando a reprodução da espécie na região. Infelizmente, a comprovação da subespécie não pôde ser feita através dos registros fotográficos obtidos. Estes são os primeiros registros da subespécie na cidade de Valença e da espécie na cidade de Vassouras.

Palavras chave: Coruja-Preta, reprodução, impactos, atividade sócio-cultural.

Abstract

Within the Brazilian species of owl, the black-banded owl (*Strix huhula*; Daudin, 1800) has two subspecies, with the *Strix huhula albomarginata* (Spix, 1824) included in the threatened species list of the National Action Plan for the Conservation of the Atlantic Rain Forest Birds. In 2016 occurred the first register of the subspecies in the city of Valença/RJ. In May of the same year, the city's secretary of environment contacted Pro Owls asking for technical support for one of the owlets in their possession, rescued by a citizen worried about the presence of domestic animals and the realization of a socio-cultural event in the area that the owlet was found. Pro Owls cared the youngling until its reintroduction after the event. There is no other register of the species' reproduction in the city, possibly influenced by the stress caused with the owlet rescue done in front of its parents and by the realization of the cultural event in the city. In 2019, a juvenile was found in Barão de Vassouras District, being the first register of the species in Vassouras, confirming the species reproduction in the region. Unfortunately, the subspecies confirmation could not be done through the photographs taken. These are the first records of the subspecies in Valença and the species in Vassouras city.

Key-words: Black-Owl, reproduction, impacts, social-cultural activity.

INTRODUÇÃO

Dentre as 22 espécies brasileiras de corujas, a espécie *Strix huhula* (coruja-preta; Daudin, 1800) possui duas subespécies: *Strix huhula huhula* (Daudin, 1800) e *Strix huhula albomarginata* (Spix, 1824), esta, endêmica da Mata Atlântica (Lemos & Freitas, 2009; Köning & Weick, 2010; Marques, 2010, Lima, 2014). O Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves de Rapina (Soares *et al.*, 2008) classifica a subespécie *S. h. albomarginata* como sendo de interesse especial que não consta na lista de espécies da fauna brasileira ameaçada de extinção, descrevendo-a como tendo dados insuficientes, com sua população sofrendo a fragmentação de seu habitat natural. O Plano de Ação Nacional para Conservação de Aves da Mata Atlântica (ICMbio, 2014) classifica a subespécie *S. h. albomarginata* como vulnerável, considerada pelo Instituto Brasileiro de Meio Ambiente do estado do Rio de Janeiro como ameaçada de extinção (com. pess.); e desconhecida na lista da fauna ameaçada do estado do Rio de Janeiro (Marques, 2009, Motta-Jr *et al.* 2015). Inserida no apêndice II do Cites.

Endêmica do Brasil, a espécie é amplamente distribuída pela América do Sul, ocorrendo do sul da Bahia ao limite da região Sul do país, habitando a borda e os estrados médios e superiores de diversas formações florestais, tendo apenas a subespécie *S. h. albomarginata* endêmica da Mata Atlântica (Sick, 1997; Holtz *et al.* 1999; Lemos & Freitas, 2009; Marques, 2009; Lima, 2013; Motta-Jr, Braga; Granzinoli, 2015). Segundo Gonzaga & Castiglioni (2004) e Lemos & Freitas (2009), a espécie tem sido relatada principalmente em localidades de baixa altitude, entre o nível do mar e 500 m, raramente alcançando 1400 m, habitando áreas de floresta úmida com árvores altas (incluindo matas de araucária), mas é ocasionalmente encontrada em ambientes antrópicos como banais e cafezais (Lemos & Freitas, 2009; Marques, 2009; Menq *et al.*, 2018). Única coruja brasileira de coloração preta, com estrias brancas ao redor da face e ao longo do peito (ventre, flancos e costas), bico e dedos alaranjados, porte mediano (Sick, 1997; Holtz *et al.* 1999; Köning & Weick, 2010). A referida subespécie caracteriza-se por apresentar faixa branca horizontal na parte distal interna das retrizes. Diversos autores descrevem que a espécie é escassa de informação científica (Sick, 1997; Gonzaga & Castiglioni, 2004; Vasconcelos & Diniz, 2008; Marques, 2009; Fink, *et al.* 2012; Motta-Jr *et al.*, 2015; Menq *et al.*, 2018). Segundo o site WikiAves, a espécie foi registrada em 12 municípios do estado do Rio de Janeiro, sendo o município de Três Rios, o mais próximo das ocorrências aqui descritas.

Gonzaga & Castiglioni (2004) descrevem que o primeiro registro da espécie no estado do Rio de Janeiro é de um exemplar colecionado pelo príncipe Wied, que se encontra no American Museum of Natural History, e que o primeiro registro da espécie posterior ao século XIX foi feito de um indivíduo no Parque Estadual do Desengano no Município de Santa Maria Madalena/RJ na década de 1980. Os autores também descrevem dois indivíduos encontrados mortos em Casimiro de Abreu no trecho que atravessa a Reserva Biológica União, mas confirmam que a observação por eles feita no sopé da face leste do maciço da Tijuca é o primeiro registro feito no município do Rio de Janeiro. Outros primeiros registros da espécie e subespécie *S. h.*

albomarginata foram descritos, como por exemplo Bornschein & Reinert (2000), que relatam os dois primeiros registros da espécie feitos no Paraná. No Parque Estadual de Vila Rica do Espírito Santo e no Parque Estadual Mata São Francisco. Willis & Oniki (2002) descrevem os primeiros registros da subespécie no Município de Santa Tereza e Linhares, no Espírito Santo. Em Lagoa Santa/MG, um macho da subespécie foi coletado por P. W. Lund e J. T. Reinhardt entre os anos de 1825 e 1855 (Krabe, 2007). Vasconcelos & Diniz (2008) registraram a ocorrência de um indivíduo da espécie em uma área urbana no entorno do Parque Municipal Ursulina de Andrade Melo, na cidade de Belo Horizonte/MG. Lemos & Freitas (2009) descrevem um indivíduo adulto da espécie num bairro residencial do município de Niterói, sendo o primeiro registro fotográfico da espécie no estado do Rio de Janeiro. Marques (2009) descreve a espécie em Nova Friburgo (pele e avistamento) e Sumidouro (relato). Mallet-Rodrigues & Noronha (2009) relatam a espécie no Parque Estadual dos Três Picos. Godoi *et al.* (2012) menciona que o primeiro registro feito da espécie no estado do Mato Grosso foi feito no Refúgio Ecológico Caiman, na planície pantaneira. Menq *et al.* (2018) relata a primeira ocorrência da espécie em Campo Grande/MS.

Sediado no distrito de Juparanã, encontra-se o Parque Estadual da Serra da Concórdia - PESC, englobando o Parque Natural Municipal do Açude da Concórdia e o Santuário da Vida Silvestre (Inea, 2010), abrangendo os municípios de Valença e Barra do Pirai. O projeto “Rede de Monitoramento dos Strigiformes da Mata Atlântica” foi criado em 2015 para coletar informações sobre as 18 espécies de corujas atuantes no bioma Mata Atlântica, através de levantamentos realizados em unidades de conservação, e dados sobre os indivíduos recebidos por centros de triagem, reabilitação, instituições zoológicas, hospitais e clínicas veterinárias, além da colaboração de profissionais de entidades não governamentais, guias e observadores de aves, incorporando também os registros apresentados no site WikiAves (Petroff, 2016).

Em 2016, um casal da subespécie *Strix huhula albomarginata* foi encontrado na cidade de Valença, em uma de suas praças de lazer. Este se tornou o primeiro registro da subespécie na região do Vale do Café e consequentemente, incluso na lista de aves do Parque Estadual da Serra da Concórdia, no projeto de monitoramento da Pró Corujas e em seu Banco de Dados (Petroff & Mendes, 2019a; 2019b). Em 2019, um indivíduo da espécie de *S. huhula* foi encontrado no Distrito de Barão de Vassouras, representando o primeiro registro da espécie no município de Vassouras.

OBJETIVO

Relatar o primeiro registro da subespécie de coruja-preta (*Strix huhula albomarginata*) na cidade de Valença e o primeiro registro da espécie no município de Vassouras, ambos no estado do Rio de Janeiro, bem como descrever as alterações comportamentais causadas sob os hábitos reprodutivos de um casal da subespécie com a realização de um evento sociocultural.

RESULTADOS

No começo de 2016, um casal da espécie *Strix huhula* (coruja-preta) foi registrado na Praça Visconde de Rio Preto (popularmente conhecida como Praça Jardim de Cima), no município de Valença, tornando-se popular entre os moradores da cidade devido à divulgação de sua presença na cidade pela prefeitura por meio de *folders* e panfletos com o intuito de aumentar o turismo ambiental local, o que rapidamente atraiu diversos observadores de aves e consequentemente a disseminação da notícia pelas redes sociais. Essa ocorrência se tornou a mais numerosa em registros fotográficos da espécie no site WikiAves. Através dos registros fotográficos divulgados pelas mídias eletrônicas, a equipe da Pró Corujas pôde confirmar que o casal era da subespécie *S. h. albomarginata* devido as características da subespécie, contudo, ao visitar a referida Praça, apenas um dos adultos foi observado. Municípios e proprietários do comércio local confirmaram a presença de um filhote, e que tanto o casal como o filhote não se incomodavam com a frequência de pessoas na Praça (Figuras 1 a 5).

No final do mês de maio, a Pró Corujas foi contatada pela Secretaria de Ambiente de Valença, que solicitou auxílio técnico por estar em posse do filhote do casal, retirado do local por uma munícipe que o encontrou no chão, próximo ao chafariz da praça, e o entregou ao setor de Zoonoses por receio deste ser morto por animais domésticos abandonados na cidade e assíduos da praça, ou capturado para a venda ilegal, e também pelo fato da praça estar sendo preparada para a realização da Feira Literária de Valença, o que impediria a recolocação imediata do filhote. A referida feira seria constituída por estandes para a venda de livros e alimentos, e um palco para apresentações musicais durante todas as noites dos quatro dias de evento (de quinta a domingo).

Figura 1 - Filhote de coruja-preta (*Strix huhula albomarginata*) (Fonte: SMA de Valença)



A equipe da Pró Corujas junto à secretaria de ambiente, achou mais prudente não divulgar a ocorrência da captura do filhote por se tratar de uma espécie ameaçada. Um dos objetivos era evitar rumores que o filhote tinha sido capturado para ser vendido ilegalmente, já que a região é conhecida por ser um polo do comércio ilegal de animais silvestres principalmente de Passeriformes. Em conjunto à Defesa Civil e Guarda Civil Municipal, o quadrante onde o ninho possivelmente estava localizado foi isolado, mantendo

a área sob vigília para impedir a aproximação tanto de munícipes como de animais domésticos, assim como o monitoramento do casal para averiguar o abandono da área por estes, que supostamente presenciaram a captura do filhote.

Em parceria com o PESC, o filhote foi transportado ao Pró Corujas e mantido até a retirada total da infraestrutura do evento instalada na praça (06/06). Ao ser avaliado, o filhote não apresentou nenhuma inconformidade física que impedisse sua recolocação, sendo alimentado com camundongos criados em laboratório. Seu peso foi mantido 20% acima do normal para condicioná-lo para soltura, pois este precisaria estar preparado para retornar ao ninho por conta própria, além de haver a possibilidade de o casal demorar em alimentá-lo após soltura.

De comum acordo, todos os representantes das entidades e instituições envolvidas estipularam que a recolocação do filhote deveria ocorrer após as 20 h, quando a praça já teria sua visitação diminuída. Representantes da Defesa Civil relataram ter visto o casal tanto durante o evento como no dia em que ocorreria a recolocação do filhote, contudo apenas durante o dia e após encerramento das apresentações musicais.

O filhote foi alimentado três horas antes de sua recolocação para evitar estresse nutricional. Seguindo o protocolo da Pró Corujas para soltura de corujas, o filhote permaneceu na viatura, estacionada ao lado da praça, com ventilação apropriada, mas impedido de ver a movimentação de munícipes. A recolocação do filhote teve início às 21 h, após confirmação da presença do casal. Primeiramente colocado no mesmo local onde havia sido resgatado, o filhote permaneceu dentro de uma gaiola para permitir sua visualização e reconhecimento por parte do casal, com o isolamento da área aumentado.

Ao ver o filhote, o casal demonstrou-se inquieto, realizando diversas trocas de poleiro e aproximando-se de forma cautelosa, emitindo frequentes vocalizações. Ao abrir a porta da gaiola, o filhote alçou voo, empoleirando na borda do chafariz desativado, e em seguida, na base de uma árvore próxima. Ambos os adultos, já mais próximos do local da soltura, mantiveram contato visual com o filhote, enquanto este, lentamente escalava a árvore, retornando para a copa da árvore.

Figura 2 - Filhote no processo de retorno ao ninho (Foto: Fabrine Reis).



O processo de subida do filhote até a copa da árvore demorou aproximadamente uma hora e trinta minutos, culminando na aproximação dos adultos e por fim, a aceitação do filhote pelo casal. Tanto o casal quanto o filhote foram posteriormente monitorados por dois meses pelas equipes da Secretaria de Meio Ambiente, Defesa Civil e Pró Corujas, quando o filhote evadiu da área. Este foi o único registro de reprodução da espécie na cidade de Valença.

Figura 3 - Filhote sendo aceito por um dos adultos (Foto: Fabrine Reis).



Tanto o filhote como os adultos continuaram a ser vistos atuando na Praça, porém, solitariamente. Em fevereiro de 2017, a equipe da Pró Corujas visitou a praça mais uma vez e constatou, também através de relatos, que apenas um indivíduo supostamente adulto era visto visitando a praça com pouca frequência e esporadicamente. Um relato em particular preocupou a equipe, que um dos adultos pode ter sido capturado para comercialização ilegal. Este comentário partiu do pressuposto de que apenas um indivíduo era observado visitando a referida praça e não o casal.

Figura 4 - Filhote e casal observados após soltura (Foto: Fabrine Reis).



Em agosto de 2019, a Pró Corujas foi contatada pela ONG SAMBI para auxiliar no resgate de uma coruja-preta encontrada pousada na calçada em frente à companhia de abastecimento de água do Distrito de Barão de Vassouras por um morador local. Os dois registros feitos da ave confirmam que o jovem é da espécie *S. huhula*. Estes registros são os primeiros da espécie no município de Vassouras.

Figura 5 - Jovem de coruja-preta; localização do Distrito de Barão de Vassouras e do Parque Estadual da Serra da Concórdia (Fonte: desconhecido).



O regate do jovem não pôde ser feito, pois ao chegar ao local indicado, o mesmo não fora encontrado. Os registros fotográficos feitos pelo morador mostram que o espécime tentou se afastar com sua aproximação. As asas abertas demonstram comportamento de alerta e também de fadiga. Não foi descartada a possibilidade do strigídeo ter sido capturado por algum morador ou que tenha conseguido se afastar da área por conta própria. A equipe da Pró Corujas vasculhou o local e arredores à procura de vestígios como penas, na possibilidade do filhote ter sido capturado por algum animal doméstico, o que não foi constatado. A equipe não questionou nenhum morador quanto à presença do jovem para não estimular a captura ilegal de animais silvestres.

DISCUSSÃO

O presente relato sobre o casal de Valença é o primeiro a abordar as alterações comportamentais que corujas pretas possam sofrer com a realização de eventos culturais e musicais em áreas urbanas, e com o abandono de animais domésticos. Petroff & Souza (2001; 2002) relataram as alterações comportamentais de corujas Suindaras perante evento musical realizado na cidade de Itaúnas/ES, levando também ao afastamento temporário de Corujinhas-do-Mato (*Megascops choliba*, Vieillot, 1817) e Corujas-Buraqueiras (*Athene cunicularia*, Molina, 1781) bem como de outros rapinantes diurnos.

Dentre as interferências cometidas às populações de strigídeos resultando no afastamento temporário, definitivo, retirada do indivíduo permanentemente de seu habitat, alterações comportamentais e morte estão: desmatamentos (Amaral, 2007; Soares *et al.*, 2008; Silva & Machado, 2015; Motta-Jr *et al.*, 2015), atropelamentos (Bencke & Bencke, 1999; Gonzaga & Castiglioni, 2004; Petroff; Pernambuco & Pernambuco, 2008; Petroff; Balzi & Mendes, 2017; Costa, 2017), colisão com imóveis (Motta-Jr, *et al.*, 2015; Bornschein & Reinert, 2000), envenenamento e contaminação (Blus, 1996; Stephenson, 1998; Mendes & Petroff, 2018), intoxicação através de incêndios florestais (Ager *et al.*, 2007; Clark; Anthony & Andrews, 2013; Ubaid, 2014; Mendes *et al.*, 2018); eletrocussão (Lehman, 2001; Legal; Cadorin & Kohler, 2009) e a presença de tráfego aéreo (Delaney, 1999; Petroff, 2001).

O fato de haver animais domésticos abandonados na Praça de Valença trouxe riscos não só para o casal de corujas-pretas, como para o filhote e para a fauna silvestre da cidade (Miller; Knight; Miller, 2001). A captura do filhote na presença dos adultos e a realização da feira literária podem

ter desestimulado o casal para posteriores reproduções na Praça e até mesmo na área. Entrevistas realizadas pouco após a recolocação do filhote revelaram que o casal foi desfeito, mas que o filhote, distinto dos adultos por apresentar característica de jovem, ainda visitava a Praça, porém, com menor frequência. Os entrevistados relataram que “às vezes aparece uma coruja-preta, mas é muito difícil”. Os mesmos também mencionaram que logo depois do afastamento do então jovem, um casal de Suindaras (*Tyto furcata*, Scopoli, 1769) foi observado possivelmente reproduzindo num dos prédios adjacentes à praça, o que poderia estar inibindo a visitação das corujas-pretas. Infelizmente, as entrevistas não revelaram se ocorreu algum comportamento antagonístico entre as duas espécies. Em comunicação pessoal, o Médico Veterinário Matheus Pragana confirmou a presença de outras Suindaras atuando no município.

O strigídeo jovem adulto encontrado no distrito de Barão de Vassouras confirma a reprodução da espécie na região, mas não sua origem, frequência e sazonalidade, podendo ter algum grau de parentesco com as corujas observadas em Valença. Ressaltamos a possibilidade de o indivíduo ter sido capturado por algum morador do local para ser mantido como pet ou para comercialização, já que a região é conhecida pela captura ilegal de aves. A espécie não é descrita no plano de manejo do PESC (INEA, 2010) e ao serem contatados, seus representantes não confirmaram a ocorrência da espécie em sua área de conservação desde a reprodução em Valença.

A ocorrência da espécie no referido distrito sugere que sua reprodução possa ter ocorrido dentro da área de conservação do PESC, já que este abrange os municípios de Valença e Barra do Piraí, como também no município de Vassouras nos distritos adjacentes de Demétrio Ribeiro, Itakamosi e Ipiranga devido à existência de trechos de Floresta Estacional Semidecidual, característica da região. A Pró Corujas mantém o monitoramento nos municípios e distritos aqui mencionados para averiguar a presença da espécie ou subespécie na região.

CONCLUSÃO

Apesar da espécie já ter sido observada frequentando áreas urbanas devido às condições propícias que o ambiente possa oferecer a reprodução de espécies atípicas neste tipo de habitat, como nesse caso, da coruja-preta, a realização de atividades socioculturais deve ser observada com cautela para prevenir possíveis interferências nos comportamentos de toda a biodiversidade local. Como em Petroff & Souza (2001; 2002) e Mendes (2019), estudos científicos quanto às possíveis consequências sobre as populações de strigídeos com a realização de eventos culturais devem ser estimulados, principalmente quando ocorridos em áreas urbanas próximas a unidades de conservação de proteção integral (Mallet-Rodrigues & Noronha, 2009; Marques, 2009).

Espera-se que o presente relato sensibilize e conscientize os profissionais responsáveis pela realização destes eventos quanto aos impactos causados sobre a biodiversidade, buscando alternativas para reduzir as possíveis alterações comportamentais que estes possam causar sob a fauna local. Sugerimos que as autoridades atuantes nos municípios aqui descritos aumentem seus esforços para combater o abandono

de animais domésticos, incentivando a doação destes animais através de feiras para adoção e campanhas de castração gratuita. A criação de campanhas de conscientização ambiental visando o público em geral se faz necessário para que este possa começar a desenvolver uma consciência ambiental que permita a gradual conservação dos remanescentes de Mata Atlântica, da preservação da fauna, a diminuição da captura ilegal e do comércio ilegal de animais silvestres.

O presente também pretende estimular a realização de inventários de strigídeos recebidos por centros de triagem e reabilitação, instituições zoológicas, hospitais e clínicas veterinárias (Balzi & Petroff, 2017; Costa, 2017) colaborando para a avaliação dos status das populações de vida livre, principalmente das espécies consideradas raras, vulneráveis e ameaçadas. Contudo, se faz necessário a coleta das informações sobre o local da captura de cada strigídeo recebido também para que suas recolocações ocorram o mais próximo possível de suas áreas de origem evitando causar interferências nas populações de espécies de outras localidades.

Agradecimentos

Centro de Controle de Zoonoses e Secretaria de Ambiente da cidade de Valença; Parque Estadual da Serra da Concórdia; Guarda Parques Rafael Santos; Médico Veterinário Matheus Pragana; Fabrine Reis; Marcelo Goulart; Andréa Cantizani; Empresa de Ônibus e Turismo Pedro Antônio.

REFERÊNCIAS

AGER, A. A.; FINNEY, M. A. KERN, B. K.; MAFFEI, H. Modeling wildlife risk to northern spotted owl (*Strix occidentalis caurina*) habitat in Central Oregon, USA. **Forest Ecology and Management**. USA, n. 246, p. 45-56, 2007.

AMARAL, K. F. **Composição e Abundância de Corujas em Floresta Atlântica e sua Relação com Variáveis de Hábitat**. 2007. Dissertação (Mestrado em Ecologia Terrestre) – Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Rio Grande do Sul, 2007.

BALZI, Y. V.; PETROFF, M. A. D. S. Conservação Ex Situ de Strigiformes: Avaliação e Destinação dos Strigídeos Mantidos no RIOZoo. **XIII Congresso de Ecologia**. Viçosa, Minas Gerais, Resumo 143. 2017

BENCKE, G. A.; BENCKE, C. S. C. The potential importance of road deaths as a cause of mortality for large forest owls in southern Brazil. **Cotinga** v. 11, p. 9–80. 1999.

BLUS, L. J. Effect of pesticides on owls in North America. **Journal of Raptor Research**, USA, v. 30, n. 4, p. 198-206. 1996

CLARK, D. A.; ANTHONY, R. G.; ANDREWS, L. S. Relation Between Wildfire, Salvage Logging, and Occupancy of Nesting Territories by Northern Spotted Owls. **The Journal of Wildlife Management**, USA, v. 77, n. 4, p. 672-688, 2013.

COSTA, E. M. **Aves da Ordem Strigiformes recebidos pelo Centro de Reabilitação de Animais Silvestres da Universidade Estácio de Sá**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Castelo Branco. Rio de Janeiro. 2017.

DELANEY, D. K.; GRUBB, T. G.; BEIER, P.; PATER, L. L.; REISER, M. H. Effects of helicopter noise on Mexican spotted owls. **Journal of Wildlife Management** n. 63, v. 1, p. 60-76, 1999.

FINK, D.; BRAUDT, C. S.; RUPP, A. E.; ZIMMERMANN, C. E. Ocorrência de corujas (Aves: Strigiformes) na RPPN Bugarkopf, Blumenau, Santa Catarina. **Biotemas** n. 25, v. 2, p. 75-80. 2012.

GODOI, M. N.; MORANTE-FILHO, J. C.; FAXINA, C.; MÓDENA, E. S.; PIVATTO, M. A. C.; MANÇO, D. D. G.; BOCCHESE, R.; TERIBELE, R.; ROSA, A. L. M.; STAVIS, V. K. Aves de rapina raras no estado de Mato Grosso do Sul, Brasil. **Atualidades Ornitológicas**. v. 170, p. 41-47, 2012.

GONZAGA, L. P.; CASTIGLIONI, G. D. A. Registros recentes de *Strix huhula* no Estado do Rio de Janeiro (Strigiformes: Strigidae). **Ararajuba** n. 12, v. 2, p. 141-144. 2004.

HOLT, D. W., BERKLEY, R.; DEPPE, C.; ENRÍQUEZ ROCHA, P. L.; PETERSEN, J. L.; SALAZAR, J. L. R.; SEGARS, K. P.; WOOD, K. L. Black-banded-Owl. In: del HOYO, J.; ELLIOT, A.; SARGATAL, J. (orgs.) **Handbook of the birds of the world: Barn-Owls to Hummingbirds**. Barcelona: Lynx Edicions. v. 5. 1999.

INSTITUTO CHICO MENDES DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE. **Plano de Ação para Conservação de Aves da Mata Atlântica**. São Paulo. SP. 2014.

INSTITUTO ESTADUAL DE AMBIENTE **Plano de Manejo do Parque Estadual da Serra da Concórdia**. Rio de Janeiro. Rio de Janeiro. 2010.

KÖNING, C.; WEICK, F. **Owls of the World**. 2. ed. Londres: Christopher Helm Publishers. 2010.

KRABBE, N. Birds collected by P. W. Lund and J. T. Reinhardt in south-eastern Brazil between 1825 and 1855, with notes on P. W. Lund's travels in Rio de Janeiro. **Revista Brasileira de Ornitologia** v. 15, p. 331-357, 2007

LEGAL, E.; CADORIN, T. J.; KOHLER, G. U. Strigiformes e Caprimulgiformes em Santa Catarina, sul do Brasil: Registros relevantes e novas localidades. **Biotemas**, v. 22, n. 4, p. 125-232. 2009

LEHMAN, R. N. Raptor electrocution on power lines: current issue and outlook. **Wildlife Society Bulletin**. USA, v. 29, n. 3, p. 804-813, 2001.

LEMONS, M.; FREITAS, A. A. R. Ocorrência de Coruja-Preta, *Strix huhula* (STRIGIDAE, AVES), Em Área Urbana

de Niterói, Estado de Rio de Janeiro, Brasil. **Neotropical Raptor Network** - Boletim 8. p. 10-11. 2009.

LIMA, L. M. **Aves da Mata Atlântica: riqueza, composição, status, endemismos e conservação**. 2013. Dissertação (Mestrado em Zoologia) - Museu de Zoologia. Universidade de São Paulo, São Paulo. 2013.

MALLET-RODRIGUES, F.; NORONHA, M. L. M. A survey of birds in the Parque Estadual dos Três Picos, State of Rio de Janeiro, Southeastern Brazil. **Cotinga** n. 31, p. 96-107. 2009

MARQUES, A. B. Novos registros de *Strix huhula* (Strigiformes: Strigidae) no Estado do Rio de Janeiro. **Atualidades Ornitológicas** n. 151, p. 33-34. 2009.

MENDES, G. C. **Ecologia populacional dos Strigiformes da região do Vale do Café**. Monografia (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade do Grande Rio. Duque de Caxias. 2019.

MENDES, G. C.; CEZILA, B. A.; CAMPOS, M. M.; PEREIRA, G. M. A.; FELIPE, R. J. C.; SERTÃ, A. A. C.; SILVA, A. B. S.; ALECRIM, V. P.; AVELINO, A. J. L.; PETROFF, M. A. D. S. Strigiformes intoxicados por fumaça oriunda de incêndios florestais criminosos na região do Vale do Café. **II Semana de Biologia da Universidade Veiga de Almeida**. Rio de Janeiro/RJ. 2018.

MENDES, G. C.; PETROFF, M. A. D. S. Inventário dos Strigiformes que ocorrem na cidade de Vassouras e região, no Rio de Janeiro. **XXVI Congresso Brasileiro de Ornitologia**. Vila Velha. Espírito Santo. Resumo 089. 2019.

MENQ, J. M. N.; MENQ, W.; BENITES, M.; MAMEDE, S.; SABINO, J. Ocorrência de coruja-preta, *Strix huhula* (Strigiformes; Strigidae), na área urbana de Campo Grande, Mato Grosso do Sul: implicações à conservação. **Atualidades Ornitológicas** v. 202 p.18-21. 2018.

MILLER, S. G.; KNIGHT, R. L.; MILLER, C. K. Wildlife responses to pedestrians and dogs. **Wildlife Society Bulletin** n. 29, v. 1, p. 124-132. 2001.

MOTTA-JR, J. C.; BRAGA, A. C. R.; GRANZINOLLI, M. A. M. Owls from Brazil. *IN*: EURIQUEZ, P. L. (ed.). **Los Buhos Neotropicales**. México: El Colegio de La Frontera Sur. p. 115-169. 2015.

PETROFF, M. A. D. S. Área de atuação de casais de rapinantes recebendo interferências devido ao aumento do tráfego aéreo de helicópteros. **Boletim da Sociedade Brasileira de Falcoaria e Conservação de Aves de Rapina**. v. 2, n. 4, p. 18-23. 2001.

PETROFF, M. A. D. S. Convite aos interessados a participar do projeto: Rede de Monitoramento de Strigiformes da Mata Atlântica. **Revista Passarinhando**. n 7. p. 44-46. 2016.

PETROFF, M. A. D. S.; BALZI, Y. V.; MENDES, G. C. Levantamento dos Strigiformes Atropelados no Município

de Vassouras. **XIII Congresso de Ecologia**. Viçosa/MG. Resumo 144. 2017.

PETROFF, M. A. D. S.; MENDES, G. C. Inventário dos Strigiformes que ocorrem na cidade de Vassouras e região, no Rio de Janeiro. **XIII Congresso Brasileiro de Ornitologia**. Vila Velha/ES. Resumo 89. 2019a.

PETROFF, M. A. D. S.; MENDES, G. C. Reprodução de Corujas-Pretas (*Strix huhula albomarginata*) no município de Valença, Rio de Janeiro. **XIV Congresso de Ecologia**. São Lourenço/MG. Resumo 105. 2019b.

PETROFF, M. A. D. S.; PERNAMBUCO, C. R.; PERNAMBUCO, J. P. Resultados Preliminares do projeto Guardiões dos Animais no Asfalto. **1º Seminário sobre RPPNs para Conservação do Cerrado**. Patos de Minas. Minas Gerais. Resumo 05. 2008.

PETROFF, M. A. D. S.; SOUZA, J. M. Alterações comportamentais de um casal de suindaras (*Tyto alba*) durante evento musical. **XII Congresso Interno Núcleo de Pesquisa em Neurociências e Comportamento – USP**. RESUMO 085. 2002.

PETROFF, M. A. D. S.; SOUZA, J. M. Impactos ambientais sofridos por rapinantes ameaçados de extinção no Parque Estadual de Itaúnas - ES. **V Congresso Brasileiro de Ecologia**. nº 997. 2001.

SICK, H. **Ornitologia Brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: Editora Nova Fronteira. 1997.

SILVA, J. C.; MACHADO, C. A. Desmatamento e Adaptações de Aves de Rapina na Área Urbana de Araguaína. **Revista Tocantinense de Geografia**. Araguaína, a. 04, n. 001, p. 120-141. 2015.

SOARES, E. S.; AMARAL, F. S. R.; CARVALHO-FILHO, E. P. M.; GRANZINOLLI, M. A. M.; ALBUQUERQUE, J. L. B.; LISBOA, J. S.; AZEVEDO, M. A. G.; MORAES W.; SANAIOTTI, T.; GUIMARÃES, I. G.; **Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves de Rapina**. ICMBIO. Brasília, DF, Brasil. 2008.

STEPHENSON, B. **The ecology and breeding biology of the Morepork, *Ninox novaeseelandiae*, and the risk from secondary poisoning, in New Zeland**. (Mestrado em Zoologia) – Massey University, Auckland, 1998.

UBAID, F. K. **Efeitos do Fogo sobre comunidades de aves no Pantanal Mato-Grossense**. 2014. Tese (Doutorado em Zoologia) – Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista, Botucatu, 2014.

VASCONCELOS, M. F.; DINIZ, M. G. 170 years after lund: rediscovery of the Black-banded Owl *Strix huhula* in the metropolitan region of Belo Horizonte, Minas Gerais, Brazil (Strigiformes: Strigidae). **Revista Brasileira de Ornitologia** 16(3): 277-280. 2008.

WILLIS, E. O.; ONIKI, Y. Birds of Santa Teresa, Espírito Santo, Brazil: do humans add or subtract species? **Papéis Avulsos de Zool.**, S. Paulo v. 42, p. 193-264. 2002.

Sugestão de citação

PETROFF, M. A. D. S.; MENDES, G. C. Primeiros registros de coruja-preta (*Strix huhula*, Daudin, 1800) nas cidades de Valença e Vassouras no estado do Rio de Janeiro. **Brazilian Journal of Ecology**. n. 1, n. 1, p. 1-7. 2020.