




Tópicos Integrados de Zoologia 2

José Max Barbosa Oliveira-Junior
Lenize Batista Calvão
(Organizadores)



Tópicos Integrados de Zoologia 2

José Max Barbosa Oliveira-Junior
Lenize Batista Calvão
(Organizadores)

Editora Chefe

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Assistentes Editoriais

Natalia Oliveira

Bruno Oliveira

Flávia Roberta Barão

Bibliotecária

Janaina Ramos

Projeto Gráfico e Diagramação

Natália Sandrini de Azevedo

Camila Alves de Cremona

Luiza Alves Batista

Maria Alice Pinheiro

Imagens da Capa

Shutterstock

Edição de Arte

Luiza Alves Batista

Revisão

Os Autores

2020 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do Texto © 2020 Os autores

Copyright da Edição © 2020 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

Conselho Editorial

Ciências Humanas e Sociais Aplicadas

Prof. Dr. Alexandre Jose Schumacher – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná

Prof. Dr. Américo Junior Nunes da Silva – Universidade do Estado da Bahia

Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. Antonio Gasparetto Júnior – Instituto Federal do Sudeste de Minas Gerais

Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília

Prof. Dr. Carlos Antonio de Souza Moraes – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Daniel Richard Sant’Ana – Universidade de Brasília
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia
Profª Drª Dilma Antunes Silva – Universidade Federal de São Paulo
Prof. Dr. Edvaldo Antunes de Farias – Universidade Estácio de Sá
Prof. Dr. Elson Ferreira Costa – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Eloi Martins Senhora – Universidade Federal de Roraima
Prof. Dr. Gustavo Henrique Cepolini Ferreira – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionale delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Prof. Dr. Jadson Correia de Oliveira – Universidade Católica do Salvador
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Prof. Dr. Luis Ricardo Fernandes da Costa – Universidade Estadual de Montes Claros
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Marcelo Pereira da Silva – Pontifícia Universidade Católica de Campinas
Profª Drª Maria Luzia da Silva Santana – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Rita de Cássia da Silva Oliveira – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Rui Maia Diamantino – Universidade Salvador
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. William Cleber Domingues Silva – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Ciências Agrárias e Multidisciplinar

Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano
Profª Drª Carla Cristina Bauermann Brasil – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Antonio Pasqualetto – Pontifícia Universidade Católica de Goiás
Prof. Dr. Cleberton Correia Santos – Universidade Federal da Grande Dourados
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Profª Drª Diocléa Almeida Seabra Silva – Universidade Federal Rural da Amazônia
Prof. Dr. Écio Souza Diniz – Universidade Federal de Viçosa
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Fágner Cavalcante Patrocínio dos Santos – Universidade Federal do Ceará
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof. Dr. Jael Soares Batista – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Júlio César Ribeiro – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Profª Drª Lina Raquel Santos Araújo – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Pedro Manuel Villa – Universidade Federal de Viçosa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Profª Drª Talita de Santos Matos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Tiago da Silva Teófilo – Universidade Federal Rural do Semi-Árido
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

Ciências Biológicas e da Saúde

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília
Prof^ª Dr^ª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás
Prof^ª Dr^ª Débora Luana Ribeiro Pessoa – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves -Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri
Prof^ª Dr^ª Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília
Prof^ª Dr^ª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina
Prof^ª Dr^ª Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^ª Dr^ª Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia
Prof^ª Dr^ª Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Jefferson Thiago Souza – Universidade Estadual do Ceará
Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Piauí
Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas
Prof^ª Dr^ª Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Prof^ª Dr^ª Maria Tatiane Gonçalves Sá – Universidade do Estado do Pará
Prof^ª Dr^ª Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma
Prof^ª Dr^ª Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá
Prof. Dr. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados
Prof^ª Dr^ª Regiane Luz Carvalho – Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino
Prof^ª Dr^ª Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora
Prof^ª Dr^ª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof^ª Dr^ª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

Ciências Exatas e da Terra e Engenharias

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto
Prof. Dr. Carlos Eduardo Sanches de Andrade – Universidade Federal de Goiás
Prof^ª Dr^ª Carmen Lúcia Voigt – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Douglas Gonçalves da Silva – Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof^ª Dr^ª Érica de Melo Azevedo – Instituto Federal do Rio de Janeiro
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará
Prof^ª Dr^ª Jéssica Verger Nardeli – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho
Prof. Dr. Juliano Carlo Rufino de Freitas – Universidade Federal de Campina Grande
Prof^ª Dr^ª Luciana do Nascimento Mendes – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Norte

Prof. Dr. Marcelo Marques – Universidade Estadual de Maringá
Profª Drª Neiva Maria de Almeida – Universidade Federal da Paraíba
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Priscila Tessmer Scaglioni – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

Linguística, Letras e Artes

Profª Drª Adriana Demite Stephani – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Angeli Rose do Nascimento – Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro
Profª Drª Carolina Fernandes da Silva Mandaji – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Profª Drª Denise Rocha – Universidade Federal do Ceará
Prof. Dr. Fabiano Tadeu Grazioli – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Keyla Christina Almeida Portela – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Paraná
Profª Drª Miranilde Oliveira Neves – Instituto de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará
Profª Drª Sandra Regina Gardacho Pietrobon – Universidade Estadual do Centro-Oeste
Profª Drª Sheila Marta Carregosa Rocha – Universidade do Estado da Bahia

Conselho Técnico Científico

Prof. Me. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo
Prof. Me. Adalberto Zorzo – Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza
Prof. Me. Adalto Moreira Braz – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba
Prof. Dr. Adilson Tadeu Basquerote Silva – Universidade para o Desenvolvimento do Alto Vale do Itajaí
Prof. Me. Alexsandro Teixeira Ribeiro – Centro Universitário Internacional
Prof. Me. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão
Profª Ma. Andréa Cristina Marques de Araújo – Universidade Fernando Pessoa
Profª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico
Profª Drª Andrezza Miguel da Silva – Faculdade da Amazônia
Profª Ma. Anelisa Mota Gregoleti – Universidade Estadual de Maringá
Profª Ma. Anne Karynne da Silva Barbosa – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Antonio Hot Pereira de Faria – Polícia Militar de Minas Gerais
Prof. Me. Armando Dias Duarte – Universidade Federal de Pernambuco
Profª Ma. Bianca Camargo Martins – UniCesumar
Profª Ma. Carolina Shimomura Nanya – Universidade Federal de São Carlos
Prof. Me. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro
Prof. Ma. Cláudia de Araújo Marques – Faculdade de Música do Espírito Santo
Profª Drª Cláudia Taís Siqueira Cagliari – Centro Universitário Dinâmica das Cataratas
Prof. Me. Clécio Danilo Dias da Silva – Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Prof. Me. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará
Profª Ma. Daniela da Silva Rodrigues – Universidade de Brasília
Profª Ma. Daniela Remião de Macedo – Universidade de Lisboa
Profª Ma. Dayane de Melo Barros – Universidade Federal de Pernambuco

Prof. Me. Douglas Santos Mezacas – Universidade Estadual de Goiás
Prof. Me. Edevaldo de Castro Monteiro – Embrapa Agrobiologia
Prof. Me. Eduardo Gomes de Oliveira – Faculdades Unificadas Doctum de Cataguases
Prof. Me. Eduardo Henrique Ferreira – Faculdade Pitágoras de Londrina
Prof. Dr. Edwaldo Costa – Marinha do Brasil
Prof. Me. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita
Prof. Me. Ernane Rosa Martins – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás
Prof. Me. Euvaldo de Sousa Costa Junior – Prefeitura Municipal de São João do Piauí
Profª Ma. Fabiana Coelho Couto Rocha Corrêa – Centro Universitário Estácio Juiz de Fora
Prof. Me. Felipe da Costa Negrão – Universidade Federal do Amazonas
Profª Drª Germana Ponce de Leon Ramírez – Centro Universitário Adventista de São Paulo
Prof. Me. Gevair Campos – Instituto Mineiro de Agropecuária
Prof. Me. Givanildo de Oliveira Santos – Secretaria da Educação de Goiás
Prof. Dr. Guilherme Renato Gomes – Universidade Norte do Paraná
Prof. Me. Gustavo Krahl – Universidade do Oeste de Santa Catarina
Prof. Me. Helton Rangel Coutinho Junior – Tribunal de Justiça do Estado do Rio de Janeiro
Profª Ma. Isabelle Cerqueira Sousa – Universidade de Fortaleza
Profª Ma. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia
Prof. Me. Javier Antonio Alborno – University of Miami and Miami Dade College
Prof. Me. Jhonatan da Silva Lima – Universidade Federal do Pará
Prof. Dr. José Carlos da Silva Mendes – Instituto de Psicologia Cognitiva, Desenvolvimento Humano e Social
Prof. Me. Jose Elyton Batista dos Santos – Universidade Federal de Sergipe
Prof. Me. José Luiz Leonardo de Araujo Pimenta – Instituto Nacional de Investigación Agropecuaria Uruguay
Prof. Me. José Messias Ribeiro Júnior – Instituto Federal de Educação Tecnológica de Pernambuco
Profª Drª Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás
Profª Ma. Juliana Thaisa Rodrigues Pacheco – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Kamilly Souza do Vale – Núcleo de Pesquisas Fenomenológicas/UFPA
Prof. Dr. Kárpio Márcio de Siqueira – Universidade do Estado da Bahia
Profª Drª Karina de Araújo Dias – Prefeitura Municipal de Florianópolis
Prof. Dr. Lázaro Castro Silva Nascimento – Laboratório de Fenomenologia & Subjetividade/UFPR
Prof. Me. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Ma. Lillian Coelho de Freitas – Instituto Federal do Pará
Profª Ma. Liliani Aparecida Sereno Fontes de Medeiros – Consórcio CEDERJ
Profª Drª Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás
Prof. Dr. Lucio Marques Vieira Souza – Secretaria de Estado da Educação, do Esporte e da Cultura de Sergipe
Prof. Me. Luis Henrique Almeida Castro – Universidade Federal da Grande Dourados
Prof. Dr. Luan Vinicius Bernardelli – Universidade Estadual do Paraná
Prof. Dr. Michel da Costa – Universidade Metropolitana de Santos
Prof. Dr. Marcelo Máximo Purificação – Fundação Integrada Municipal de Ensino Superior

Prof. Me. Marcos Aurelio Alves e Silva – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de São Paulo

Profª Ma. Maria Elanny Damasceno Silva – Universidade Federal do Ceará

Profª Ma. Marileila Marques Toledo – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri

Prof. Me. Ricardo Sérgio da Silva – Universidade Federal de Pernambuco

Profª Ma. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal

Prof. Me. Robson Lucas Soares da Silva – Universidade Federal da Paraíba

Prof. Me. Sebastião André Barbosa Junior – Universidade Federal Rural de Pernambuco

Profª Ma. Silene Ribeiro Miranda Barbosa – Consultoria Brasileira de Ensino, Pesquisa e Extensão

Profª Ma. Solange Aparecida de Souza Monteiro – Instituto Federal de São Paulo

Prof. Me. Tallys Newton Fernandes de Matos – Faculdade Regional Jaguaribana

Profª Ma. Thatianny Jasmine Castro Martins de Carvalho – Universidade Federal do Piauí

Prof. Me. Tiago Silvio Dedoné – Colégio ECEL Positivo

Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira
Bibliotecária: Janaina Ramos
Diagramação: Luiza Alves Batista
Correção: Giovanna Sandrini de Azevedo
Edição de Arte: Luiza Alves Batista
Revisão: Os Autores
Organizador:es José Max Barbosa Oliveira-Junior
Lenize Batista Calvão

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

T674 Tópicos integrados de zoologia 2 / Organizadores José Max Barbosa Oliveira-Junior, Lenize Batista Calvão. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2020.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-5706-562-4

DOI 10.22533/at.ed.624201311

1. Zoologia. I. Oliveira-Junior, José Max Barbosa (Organizador). II. Calvão, Lenize Batista (Organizadora). III. Título.

CDD 590

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

Atena Editora

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

www.atenaeditora.com.br

contato@atenaeditora.com.br

Declaração dos Autores

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos.

APRESENTAÇÃO

O e-book “**Tópicos Integrados de Zoologia 2**” é composto por oito capítulos que abordam distintos tópicos de uma especialidade da biologia que estuda os animais, a Zoologia. Com muita satisfação convidamos os leitores a lerem o e-book que traz temas relevantes sobre atualidade dentro da área de estudo.

Nessa segunda edição, o e-book disponibiliza temas diversificados de conhecimentos e áreas de interesse. A transformação das características naturais dos diversos sistemas terrestres e aquáticos no globo devido as alterações antrópicas estão aumentando continuamente. Buscar ferramentas efetivas de conservação da biodiversidade exige um conhecimento técnico e também abrangente. Uma vez que, diferentes organismos apresentam distribuições geográficas distintas, bem como requerimentos muito específicos seja de habitat e de alimentação, que devem ser levados em consideração no planejamento de conservação da diversidade. Outro aspecto importante a ser destacado é a importância de coleções estruturadas a nível de espécie para preencher lacunas taxonômicas, que contribuiu para avaliação da vulnerabilidade das espécies. Diante desse arcabouço, dentro do e-book “**Tópicos Integrados de Zoologia 2**”, os seguintes tópicos são abordados (i) monitoramento e novos registros de espécies exóticas invasoras; (ii) levantamento e contribuição de coleções entomológicas. Interessante que esse estudo foi realizado na Mata Atlântica um dos biomas com grande concentração de desmatamento; (iii) registro da primeira ocorrência de um bivalve de água doce; (iv) hábitos alimentares específicos de peixes de água doce; (v) efeitos negativos que a construção das hidrelétricas causam no bem estar de populações de peixes; (vi) uso de organismos bioindicadores da qualidade da água; (vii) uso de biomarcadores para estudos genéticos de populações; e (viii) uma revisão de estudos genéticos no litoral amazônico para aprimorar o conhecimento sobre os estoques da região e suas dinâmicas em relação a pesca.

Demonstramos acima a diversidade de conteúdos que a Zoologia abrange e sua importância, desta forma, apresentamos os oito capítulos que integram esse e-book, que demonstram em seus objetivos de forma aplicada e holística vários tópicos da Zoologia.

A você leitor(a), desejamos uma excelente leitura.

José Max Barbosa Oliveira-Junior
Lenize Batista Calvão

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1..... 1

SISTEMA INTEGRADO DE MANEJO DE FAUNA

Graziele Oliveira Batista
Juliana Junqueira
Virginia Santiago Silva
Geordano Dalmedico
Marcelle Nogueira Moura
Ivan Teixeira
Raquel Monti Sabaini
Rodrigo Dutra da Silva
João Pessoa Riograndense Moreira Júnior

DOI 10.22533/at.ed.6242013111

CAPÍTULO 2..... 10

A CONTRIBUIÇÃO DA COLEÇÃO ENTOMOLÓGICA DA RESERVA NATURAL VALE PARA ODONATA (INSECTA)

Karina Schmidt Furiere
Wesley Dondoni Colombo

DOI 10.22533/at.ed.6242013112

CAPÍTULO 3..... 18

NOVO REGISTRO DE *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER 1856) (BIVALVIA, MYTILIDAE) NO RIO IBICUÍ, SUL DO BRASIL

Luciani Figueiredo Santin

DOI 10.22533/at.ed.6242013113

CAPÍTULO 4..... 24

HÁBITOS ALIMENTARIOS DE LA MORRÚA *Geophagus steindachneri* (CICHLIDAE) EN LA CIÉNAGA DE BETANCÍ, COLOMBIA

Charles W. Olaya-Nieto
Rafael Ricardo Macea-Portillo
Yovilma Rosa Petro-Hoyos
Ángel L. Martínez-González
Glenys Tordecilla-Petro
Fredys Fernando Segura-Guevara
Delio César Solano-Peña
William Andrés Pérez-Doria

DOI 10.22533/at.ed.6242013114

CAPÍTULO 5..... 38

EFECTOS DE LA HIDROELÉCTRICA URRÁ SOBRE EL CRECIMIENTO Y CONDICIÓN DEL BLANQUILLO *SORUBIM CUSPICAUDUS* EN EL RÍO SINÚ

Sonia E. Sánchez-Banda
Ángel L. Martínez-González
Fredys Fernando Segura-Guevara
Glenys Tordecilla-Petro

Delio César Solano-Peña
William Andrés Pérez-Doria
Charles W. Olaya-Nieto

DOI 10.22533/at.ed.6242013115

CAPÍTULO 6..... 52

EFEITO DO HIDROPERÍODO SOBRE OS MACROBENTOS UTILIZADOS NA ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA NO TRECHO MÉDIO DO RIO PITIMBU/RN

Jaqueline Cristina Oliveira dos Santos
Victor Henrique Silva Cavalcanti
Herbet Tadeu de Almeida Andrade
João Vinícius Cruz Barbosa

DOI 10.22533/at.ed.6242013116

CAPÍTULO 7..... 65

BÚSQUEDA DE BIOMARCADORES PARA IDENTIFICACIÓN TEMPRANA DE SEXO Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE *DISSOSTICHUS ELEGINOIDES*

Jorge Touma
Killen Garcia
Scarleth Bravo
Francisco Leiva
Rodrigo Vidal

DOI 10.22533/at.ed.6242013117

CAPÍTULO 8..... 78

ESTUDOS MOLECULARES APLICADOS A CONSERVAÇÃO DE ELASMOBRÂNQUIOS NO LITORAL AMAZÔNICO

Luis Fernando da Silva Rodrigues Filho
Eduardo Lopes de Lima
João Victor Almeida de Carvalho
João Bráullio de Luna Sales

DOI 10.22533/at.ed.6242013118

SOBRE OS ORGANIZADORES 97

ÍNIDICE REMISSIVO 98

CAPÍTULO 1

SISTEMA INTEGRADO DE MANEJO DE FAUNA

Data de aceite: 01/11/2020

Data de submissão: 06/10/2020

Graziele Oliveira Batista

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Florianópolis- SC
<http://lattes.cnpq.br/1538416785246659>

Juliana Junqueira

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/8547396150220804>

Virgínia Santiago Silva

Embrapa Suínos e Aves
Concórdia-SC
<http://lattes.cnpq.br/4016183015990791>

Geordano Dalmedico

Embrapa Suínos e Aves
Concórdia-SC
<http://lattes.cnpq.br/1171850717334325>

Marcelle Nogueira Moura

UDF Centro Universitário
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/7232571728930420>

Ivan Teixeira

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/1548697399376872>

Raquel Monti Sabaini

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/4106250128719426>

Rodrigo Dutra da Silva

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/2723830808169528>

João Pessoa Riograndense Moreira Júnior

Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e Recursos Naturais Renováveis – IBAMA
Brasília-DF
<http://lattes.cnpq.br/7128550766747960>

RESUMO: O javali (*Sus scrofa*) consta na lista das 100 “piores” espécies exóticas invasoras do mundo e causa diversos impactos ambientais e socioeconômicos. O Sistema Integrado de Manejo de Fauna – SIMAF é o sistema eletrônico, instituído pelo IBAMA, para integrar as informações sobre o manejo de javali. O objetivo deste trabalho é comparar os dados do controle populacional de javalis obtidos antes e após a instituição do SIMAF para avaliar sua potencialidade de aprimorar a gestão do manejo de espécies exóticas invasoras no país. Foi realizada uma análise descritiva dos dados obtidos do sistema e comparado com os dados do manejo de javalis protocolados no IBAMA, antes do sistema eletrônico. O 1º componente do SIMAF – registro de ocorrência – tem potencial de aprimorar o conhecimento sobre distribuição das

populações e percepção dos danos causados pelos javalis. O 2º componente – autorizativo – aprimora o acompanhamento das atividades de controle de javalis e o 3º componente – relatório – é essencial para a gestão do manejo, pois fornecem dados quantitativos para o monitoramento de tendências populacionais e estimativas locais de abundância que são essenciais para avaliar a eficácia dos métodos destinados a reduzir o tamanho da população ou do impacto. O uso do sistema aumentou o número de inserções e a qualidade dos dados do manejo de javalis no país, possibilitando análises quali-quantitativas com celeridade para embasar a gestão. Considerando esse resultado, o SIMAF está sendo reestruturado para possibilitar a detecção precoce e monitoramento de outras espécies exóticas invasoras.

PALAVRAS-CHAVE: Javali, *Sus scrofa*, espécie invasora, gestão, controle populacional.

INTEGRATED WILDLIFE MANAGEMENT SYSTEM

ABSTRACT: Wild boar (*Sus scrofa*) is on the list of the 100 “worst” invasive alien species in the world and it causes several environmental and socioeconomic impacts. Integrated Wildlife Management System - SIMAF is the electronic system, instituted by IBAMA, to integrate information on the management of wild boar. The objective is to compare the data on the population control of wild boar obtained before and after the establishment of SIMAF to assess its potential to improve the management of invasive alien species in Brazil. A descriptive analysis of the data obtained from the system was carried out and compared with the data from the management of wild boar registered at IBAMA, before the electronic system. The first component of SIMAF - occurrence record - has the potential to improve knowledge about the distribution of populations and the perception of damage caused by wild boar. The 2nd component - permission- improves the monitoring of wild boar control activities and the 3rd component - report - is essential for management, as it provides quantitative data for monitoring population trends and local abundance estimates, essential to assess the effectiveness of methods designed to reduce population size or impact. The system has increased the number of inserts and the quality of data on the management of wild boar in the country, enabling qualitative and quantitative analysis with speed to support the management. Therefore, SIMAF is being restructured to enable the early detection and monitoring invasive alien species.

KEYWORDS: Wild boar, *Sus scrofa*, invasive species, management, population control.

1 | INTRODUÇÃO

Invasão biológica é processo pelo qual uma espécie ou população é transportada para fora de sua área de distribuição natural e introduzida a um novo ambiente, se reproduz gerando descendentes viáveis e se dissemina, ampliando a distribuição geográfica e ameaçando a diversidade biológica, com potenciais impactos à sociedade, à economia e à saúde (CONABIO 2018). As invasões biológicas podem atuar como agentes de mudanças (Shackleton et al. 2020, Sakai et al. 2001) e são uma das principais causas de extinção de espécies no planeta (Clavero & Garcia-Berthou 2005), assim representam um desafio para a conservação da biodiversidade e dos recursos naturais (TEEB 2010).

O Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis - IBAMA - é o órgão federal competente para propor normas, medidas e executar programas e ações relativas à prevenção, detecção precoce e controle de espécies exóticas invasoras (IBAMA 2019 c).

O javali (*Sus scrofa*) é uma espécie nativa da Europa, Ásia e norte da África (Scandura et al. 2011) e consta na lista das 100 “piores” espécies exóticas invasoras do mundo (Lowe et al. 2000). Essa espécie causa diversos impactos ambientais (GISD 2010), dentre os quais: alterações físico-químicas do solo (Singer et al. 1984 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012), erosão, assoreamento de rios (GISD 2010), alteração na diversidade de espécies de plantas (Bratton 1975, Hone 2002 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012), alteração na cobertura vegetal (Singer et al. 1984, Arrington et al. 1999 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012), predação de vertebrados (Genov 1981, Coblenz & Baber 1987, Jolley et al. 2010 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012) e invertebrados (Challies 1975, Taylor & Hellgren 1997 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012), competição com animais nativos (Focardi et al. 2000 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012), destruição de habitats e ninhos (Van Riper & Scott 2001 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012) e transmissão de doenças (GISD 2010). Além disso, os javalis são considerados pragas agrícolas em muitos países devido ao consumo de plantas cultivadas e porque seus hábitos alimentares podem danificar seriamente as plantações (Chauhan et al 2009) causando efeitos econômicos negativos (Genov 1981, Caley 1993, Schley & Roper 2003 apud Barrios-Garcia & Ballari 2012).

No Brasil, a espécie foi introduzida na forma selvagem a partir da década de 60, principalmente, por curiosidade e para consumo da carne, além disso, destaca-se uma invasão a partir do Uruguai em um período de seca que possibilitou a travessia dos animais pelo rio em 1989 (Salvador 2012). Assim, o javali foi introduzido no país nas regiões Sul e Sudeste e se espalhou para as demais regiões, principalmente nos últimos 15 anos (Salvador 2012).

O manejo do javali em vida livre foi autorizado pelo IBAMA pela primeira vez em caráter experimental no estado do Rio Grande do Sul em 1995 por três meses e meio (IBAMA 1995). Em 1996, o IBAMA em conjunto com Instituto Ambiental do Paraná (IAP) autorizou, em caráter experimental, a caça amadorística do javali no estado do Paraná por quatro meses (IBAMA/IAP 1996). Em 2002, o IBAMA ampliou o controle populacional de javalis em caráter experimental pelo período de um ano em 11 municípios gaúchos - Pinheiro Machado, Bagé, Jaguarão, Piratini, Herval do Sul, Arroio Grande, Pedro Osório, Viamão, Caxias do Sul, Cambará do Sul e Bom Jesus (IBAMA 2002). Em 2004, o controle populacional foi estendido sob as mesmas condições para 14 municípios do Rio Grande do Sul - Aceguá, Arroio dos Ratos, Candiota, Cerrito, Fagundes Varela, Hulha Negra, Ipê, Jaquirana, Muitos Capões, Nova Prata, Pedras Altas, Santa Tereza, São Francisco de Paula e Vacaria (IBAMA 2004) e, no ano seguinte, o abate de javalis foi autorizado em todo o estado do Rio Grande do Sul por tempo indeterminado (IBAMA 2005).

No entanto, em 2010, o IBAMA suspendeu o controle populacional de javalis e formou um Grupo de Trabalho para “apresentar e definir propostas para melhorar a eficiência do controle do javali na natureza, elaboração de alternativa que possibilite minimizar impactos e estabelecer o uso sustentável onde couber” (IBAMA 2010). Devido à abrangência das populações de javalis no país, a espécie foi decretada nociva e o controle populacional foi autorizado em todo o território brasileiro em 2013 (IBAMA 2013 a). Concomitantemente, foi instituído o Comitê Permanente Interinstitucional de Manejo e Monitoramento das Populações de Javalis no Território Nacional para subsidiar e assessorar tecnicamente a regulamentação e execução das ações de prevenção, detecção, manejo e monitoramento do javali em todo o território nacional (IBAMA 2013 b; IBAMA 2019 a).

Tendo em vista a necessidade de articular ações em todo o território nacional, foi elaborado o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Javali (*Sus scrofa*) no Brasil (Plano Javali) (MMA/MAPA 2017). O Plano Javali, coordenado de forma conjunta pelo IBAMA e Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento, contempla sete objetivos específicos e 78 ações a serem desenvolvidas entre novembro de 2017 a janeiro de 2022 em todo território nacional. Dentre as ações prioritárias que foram estabelecidas no Plano para aprimorar a gestão do processo e a eficácia do controle do javali, constam a ação de “Avaliar a funcionalidade do SIMAF” e “Implementar sistema nacional”.

O Sistema Integrado de Manejo de Fauna – SIMAF é o sistema eletrônico instituído pelo IBAMA em 2019 para integrar as informações sobre o manejo de javali (IBAMA 2019 b). O sistema foi desenvolvido pela Embrapa Suínos e Aves e transferido para o Instituto por meio de um Acordo de Cooperação Técnica. O SIMAF é um sistema de informação e gestão do manejo de javali e facilita o acesso do usuário para encaminhar as informações relativas à ocorrência e necessárias para o controle da espécie. Anteriormente, as Declarações, solicitações de Autorizações e os Relatórios de Manejo de javalis eram recebidos nas unidades do IBAMA, entregues pessoalmente pelos controladores, que muitas vezes residem em localidades distantes de uma unidade do IBAMA. Além disso, era extremamente moroso compilar as informações recebidas em papel em todo país, dificultando a obtenção de informações atualizadas sobre a situação da invasão dos javalis e a elaboração célere de estratégias adequadas para orientar o manejo.

O objetivo deste trabalho é comparar os dados do controle populacional de javalis obtidos antes e após a instituição do SIMAF para avaliar sua potencialidade de aprimorar a gestão do manejo de espécies exóticas invasoras no país.

2 | METODOLOGIA

Foi feita uma análise descritiva dos dados obtidos do SIMAF desde sua instituição, em 04 de abril de 2019, até 31 de agosto de 2020 comparando com os dados do manejo de javalis antes do sistema eletrônico. Atualmente, o sistema é composto por três componentes

principais, o primeiro é o registro de ocorrência no qual qualquer cidadão pode relatar o avistamento de javalis informando o local, horário, o tipo de ocorrência (avistamento, ataque a lavoura ou a animal doméstico), o tipo de local (zona rural, matas ou unidades de conservação) e o número de animais avistados. O segundo componente é o autorizativo no qual as pessoas físicas ou jurídicas inscritas no Cadastro Técnico Federal do IBAMA na descrição Manejo de espécie exótica invasora – Resolução CONABIO nº 7/2018 (Código 21-58) cadastram as propriedades onde serão realizados o manejo e solicitam autorização de controle de javalis informando o local, a data, o tipo de manejo e o método de abate. O terceiro componente é referente ao relato das ações realizadas durante o controle de javalis na qual a pessoa física ou jurídica autorizada deve apresentar as informações sobre como ocorreu o manejo, considerando os tipos de manejo, os métodos de abate que foram utilizados e o número de animais abatidos, além de poder encaminhar informações complementares (estado de desenvolvimento dos animais, sexo, peso e comprimento).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O 1º componente analisado – registro de ocorrência – foi criado a partir da instituição do SIMAF. Anteriormente, as informações estavam dispersas em processos administrativos, o IBAMA não possuía uma ferramenta na qual o cidadão pudesse relatar a ocorrência de javalis e da percepção dos danos causados por esses animais. Esse componente tem o potencial de aprimorar o conhecimento sobre distribuição das populações de javalis e dos impactos causados pela espécie no país. No período de 04 de abril de 2019 a 31 de agosto de 2020, foram registradas 320 ocorrências no país, em média 18,8 registros por mês. Esses registros relataram no total a ocorrência de 5007 javalis, dos quais 92,9% foram registrados em zona rural e 70,1% foram registrados em ataque às lavouras.

Este componente está sendo aprimorado para possibilitar o registro de outras espécies exóticas invasoras com o objetivo de se tornar uma ferramenta de detecção precoce que possa subsidiar ações de resposta rápida. Após a introdução de uma espécie, a detecção precoce e resposta rápida são as estratégias com melhor custo - benefício para evitar o estabelecimento podendo inclusive viabilizar a erradicação de espécies recém introduzidas no país.(CONABIO, 2018). A ampliação do registro de ocorrências para outras espécies pode ser uma forma de viabilizar o sistema de detecção precoce de espécies invasoras no Brasil e a inclusão de outras espécies no componente autorizativo pode contribuir para assegurar a resposta rápida. Em setembro de 2020, foi realizada a inclusão de outras espécies além do javali, como o Chital (*Axis axis*), Lebre europeia (*Lepus europaeus*) e Coral-sol (*Tubastraea* spp.) para averiguar a funcionalidade deste componente ampliado. Essa ferramenta deve ser utilizada a partir de uma análise de espécies e áreas sensíveis para elencar as prioridades no país; além disso, o sistema deve ter uma rede de colaboradores para monitoramento, identificação taxonômica de espécies

e ações de manejo fundamentadas em protocolos técnicos cientificamente embasados (CONABIO, 2018).

O 2º componente – autorizativo – tem o objetivo de aprimorar o monitoramento das atividades de controle de javalis. Antes da instituição deste componente era extremamente moroso compilar as informações recebidas em papel em todo país. Cabe relatar ainda que o IBAMA teve diferentes sistemas documentais no período de 2013 a 2019, e devido a este fato não foi possível obter a informação do número de autorizações emitidas e declarações recebidas antes do SIMAF. Atualmente, essa informação é obtida facilmente por meio do sistema eletrônico. No período de 04 de abril de 2019 a 31 de agosto de 2020, foram solicitadas 71.257 autorizações para manejo de javalis (27.044 em 2019 e 44.213 em 2020) das quais 97,6% foram autorizadas e 1,9% negadas. Do total de solicitações, 52,9% foram da região Sul, 31,8% Sudeste, 14,9% Centro-oeste, 6,6% Norte e 0,5% Nordeste. As regiões Sul e Sudeste, que foram as regiões onde ocorreram as primeiras introduções de javali no país (Salvador, 2012), são as regiões com maior percentual de solicitações; no entanto, já se observam solicitações em todas as regiões do país. Uma vez que o número de solicitações nas regiões Norte e Nordeste é crescente, são necessárias ações para prevenir e conter a invasão nesses locais. Em relação ao número de pessoas que solicitaram autorização, constam 9.160 pessoas cadastradas no SIMAF, das quais 9.143 são pessoas físicas que corresponde a 99,3% das solicitações. Neste período foi solicitado o manejo de javalis em 23.030 propriedades diferentes, além de Unidades de Conservação, como Área de Proteção Ambiental do Ibirapuitã (RS), Parque Nacional da Serra da Canastra (MG) e Floresta Nacional de Silvânia (GO). Este componente autorizativo ainda está restrito para o controle de javalis, mas está sendo avaliada sua ampliação para incluir outras espécies exóticas invasoras.

O 3º componente – relatório – é essencial para aprimorar a gestão do manejo, pois fornece dados quantitativos para o monitoramento de tendências populacionais e estimativas locais de abundância que são cruciais para avaliar a eficácia dos métodos destinados a reduzir o tamanho da população ou do impacto (Engeman et al., 2013). No período de 2013 a 2017, o número de relatórios recebidos no país foi crescente (134 em 2013, 803 em 2014, 1.916 em 2015, 2.165 em 2016 e 3.462 em 2017), mas houve redução de 23,7% em 2018 (2.642 relatórios). Após a instituição do SIMAF, em 2019, houve aumento de 448,5% de recebimento de relatórios (14.491 relatórios, 319 antes do sistema e 14.172 após). Além disso, os dados parciais de 2020 demonstram um aumento de recebimento de 132,4% de relatórios (33.675 relatórios) em relação ao ano de 2019. Do total de relatórios recebidos no SIMAF, 48,9% são da região Sul, 30,1% Sudeste e 13,3% do Centro-Oeste. O número de javalis abatidos no país durante as atividades de controle foi crescente de 2013 a 2016 (1.345 em 2013, 2.801 em 2014, 5.120 em 2015, 8.807 em 2016), apresentando redução em 2017 e 2018 (respectivamente 5.078 e 2.546 javalis). Em 2019, houve aumento de 877,3% de javalis abatidos relatados em relação ao ano anterior

(24.881 javalis abatidos, 143 antes do sistema e 24.738 após) e os dados parciais de 2020 mostram aumento de 124,1% de javalis abatidos em relação a 2019 (55.750 javalis). Antes do SIMAF, 62,4% dos relatos de javalis abatidos foram na região Sul (10.091 em Santa Catarina, 9.034 no Rio Grande do Sul e 1.446 no Paraná). Considerando os dados do SIMAF, os abates nessa região correspondem a 52,1% (18.941 no Rio Grande do Sul, 15.796 em Santa Catarina, e 7.233 no Paraná) e 31,8% na região Sudeste (15.332 em São Paulo, 10.149 em Minas Gerais e 86 no Rio de Janeiro). Do total de javalis abatidos e que constam informações detalhadas no SIMAF (n=49.304), 72,0% foram machos, 28,0% fêmeas, 70,6% adultos e 29,4% juvenis.

Atualmente, é possível ter informações com celeridade sobre o manejo de javalis, por exemplo, sobre o número de autorizações de manejo emitidas, número de pessoas autorizadas, número de propriedades onde está sendo realizado o manejo, número de animais abatidos por período e localidade. O sistema é aprimorado continuamente e, ainda, é necessário melhorar a forma de obtenção dos dados de esforço do controle, dos métodos de controle de javalis e de quais Unidades de Conservação ocorrem o manejo. Atualmente, a partir das informações disponíveis no SIMAF, é possível realizar inferências sobre estimativas populacionais e aprimorar as informações sobre distribuição das populações, que além de serem fundamentais na gestão do manejo e monitoramento populacional, são também estratégicas para os programas de defesa sanitária animal nos quais o javali figura como ameaça. Com a implantação das melhorias, será possível avaliar a eficácia dos métodos de manejo, acompanhar o esforço de controle nas áreas prioritárias para prevenção e controle populacional que são importantes para subsidiar a tomada de decisão e a adoção de medidas para aprimorar a gestão e reduzir os impactos causados por essa espécie.

4 | CONCLUSÃO

O SIMAF aumentou o número de inserções e a qualidade dos dados do manejo de javalis no país, possibilitando análises quali-quantitativas com celeridade para embasar a gestão. Estas informações contribuirão para o conhecimento sobre distribuição geográfica, demografia e esforço de controle, orientando as ações e medidas para mitigar os danos causados pelos javalis no país. Adicionalmente, o SIMAF está sendo utilizado para detecção precoce e pode ser ampliado para o controle populacional de outras espécies exóticas invasoras.

REFERÊNCIAS

BARRIOS-GARCIA, M. N. & BALLARI, S. A. **Impact of wild boar (*Sus scrofa*) in its introduced and native range: a review.** *Biological invasions*. v. 14, p. 2283-2300, apr. 2012.

CHAUHAN, N.; BARWAL, K. & KUMAR, D. **Human-wild pig conflict in selected states in India and mitigation strategies**. Acta Silvatica & Lignaria Hungarica, v. 5, p. 189-197. 2009.

CONABIO, Resolução CONABIO nº 07, de 29 de maio de 2018, publicou a Estratégia Nacional sobre Espécies Exóticas Invasoras.

CLAVERO, M. & GARCIA-BERTHOU, E. **Invasive species are leading cause of animal extinctions**. Trends in Ecology and Evolution. v. 20, n. 3, p. 110, mar. 2005.

ENGEMAN, R., MASSEI, G., SAGE, M.; GENTLE, M. **Monitoring wild pig populations: a review of methods**. Environmental Science and Pollution Research. 20, 8077-8091.2013.

GISD-Global Invasive Species Database. 2010. Disponível em: <<http://www.issg.org/database/welcome/>>.

IBAMA 1995. Portaria IBAMA nº 07, de 31 de janeiro de 1995 que instituiu o manejo do javali em vida livre em caráter experimental no estado do Rio Grande do Sul em 1995.

IBAMA/IAP 1996. Resolução Conjunta IBAMA/IAP nº 02/1996, de 02 de dezembro de 1996, autorizou, em caráter experimental, a caça amadorística do javali no estado do Paraná.

IBAMA 2002. Portaria IBAMA nº 138, de 14 de outubro de 2002, autorizou o controle populacional de javalis em caráter experimental pelo período de um ano em 11 municípios gaúchos.

IBAMA 2004. Instrução Normativa IBAMA nº 25, de 31 de março de 2004, estendeu o controle populacional sob as mesmas condições para 14 municípios.

IBAMA 2005. Instrução Normativa IBAMA nº 71, de 04 de agosto de 2005, autorizou o abate de javalis em todo o estado do Rio Grande do Sul por tempo indeterminado.

IBAMA 2010. Instrução Normativa IBAMA nº 08, de 17 de outubro de 2010, suspendeu o controle populacional de javalis e instituiu Grupo de Trabalho.

IBAMA 2013 a. Instrução Normativa IBAMA nº 03/2013, de 31 de janeiro de 2013 decretou a nocividade do javali e autorizou seu controle populacional em todo o território brasileiro.

IBAMA 2013 b. Portaria IBAMA nº 65/2013, de 31 de janeiro de 2013, instituiu o Comitê Permanente Interinstitucional de Manejo e Monitoramento das Populações de Javalis no Território Nacional.

IBAMA 2017. Portaria Interministerial MMA/MAPA nº 232, de 28 de junho de 2017, publicou o Plano Nacional de Prevenção, Controle e Monitoramento do Javali (*Sus scrofa*) no Brasil (Plano Javali).

IBAMA 2019 a. Portaria IBAMA nº 603, de 21 de fevereiro de 2019, atualiza a composição e o funcionamento do Comitê Permanente Interinstitucional de Manejo e Monitoramento das Populações de Javalis no Território Nacional.

IBAMA 2019 b. Instrução Normativa IBAMA nº 12, de 25 de março de 2019, instituiu o Sistema Integrado de Manejo de Fauna – SIMAF.

IBAMA 2019 c. Portaria IBAMA nº 4396/2019 que instituiu o regimento interno do IBAMA.

LOWE, S.; BROWNE, M.; BOUDJELAS, S. & POORTER, M. **100 of the world's worst invasive alien species a selection from the global invasive species database**. 12 pp. Nova Zelândia: The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN). Dec, 2000.

SAKAI, A.; ALLENDORF, F.; HOLT, J.; LODGE, D.; MOLOFSKY, J.; WITH, K.; BAUGHMAN, S.; CABIN, R.; COHEN, J.; ELLSTRAND, N.; MCCAULEY, D.; O'NEIL P.; PARKER, I.; THOMPSON, J. & WELLER, S. **The Population biology of invasive species**. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics., v. 32, p. 305–332, 2001.

SALVADOR, C. **Ecologia e manejo de javali (*Sus scrofa* L.) na América do Sul**. 152 f. Tese (Doutorado em Ecologia). Programa de Pós-graduação em ecologia, Instituto de Biologia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro. 2012

SAMPAIO, A. & SCHMIDT, I. **Espécies exóticas invasoras em Unidades de Conservação federais do Brasil**. Biodiversidade Brasileira 3(2): 32-49. 2013.

SCANDURA, M.; IACOLINA, L. & APOLLONIO, N. **Genetic diversity in the European wild boar *Sus scrofa*: phylogeography, population structure and wild x domestic hybridization**. Mammal Review. v.41, n.2, p.125-137. 2011.

SHACKLETON, R. et al **Biological invasions in World Heritage Sites: current status and a proposed monitoring and reporting framework**. Biodiversity and Conservation, vol IV, 29:3327–3347. 2020.

TEEB. **The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic Foundations**, Earthscan. 2010.

CAPÍTULO 2

A CONTRIBUIÇÃO DA COLEÇÃO ENTOMOLÓGICA DA RESERVA NATURAL VALE PARA ODONATA (INSECTA)

Data de aceite: 01/11/2020

Data da submissão: 04/08/2020

Karina Schmidt Furieri

UFES, Campus São Mateus, Departamento de Ciências Agrárias e Biológicas
São Mateus – Espírito Santo
<http://lattes.cnpq.br/7741080213355929>

Wesley Dondoni Colombo

UFES, Campus Goiabeiras, Departamento de Ciências Biológicas
Vitória – Espírito Santo
<http://lattes.cnpq.br/5098517861351467>

RESUMO: As libélulas e donzelinhas (Odonata) são insetos predadores que necessitam de água para se reproduzirem. Os machos, quando sexualmente maduros, procuram viver próximo dos ambientes aquáticos, enquanto as fêmeas visitam as águas geralmente para a realização da cópula (acasalamento) e postura (liberação dos ovos). As coleções biológicas são fontes importantes de informações. Para que as coleções possam, por exemplo, efetivamente contribuir com a construção e atualização das listas de espécies ameaçadas de extinção, os exemplares nelas depositados precisam estar identificados em nível de espécie e seus dados organizados em um livro tombo digital. Esse trabalho teve como objetivo analisar as informações disponíveis no livro tombo da Reserva Natural Vale (RNV) sobre a ordem Odonata. Nós encontramos 200 exemplares de

Odonata, sendo que 18 (9%) são Aeshnidae, sete (3,5%) são Calopterygidae, 15 (7,5%) são Coenagrionidae, um (0,5%) são Dicteriidae, 129 (64,5%) são Libellulidae, quatro (2%) são Heteragrionidae e 26 são (13%) exemplares sem qualquer identificação. Considerando que não se tem a informação do local de ocorrência para 45 (21%) das espécies registradas no Espírito Santo (Brasil), identificar todos os exemplares e realizar um levantamento específico para Odonata na RNV poderão contribuir significativamente para o conhecimento sobre esse grupo de insetos e para a análise do risco de extinção, assim como para a conservação das espécies que ali habitam.

PALAVRAS-CHAVE: Conservação, libélulas, insetos, biodiversidade, Mata Atlântica.

THE CONTRIBUTION OF ENTOMOLOGICAL COLLECTION OF RESERVA NATURAL VALE FOR ODONATA (INSECTA)

ABSTRACT: The dragonflies and damselflies (Odonata) are predatory insects that need water to reproduce. The males, sexually active, seek to live near to aquatic environments, and females visit the water, usually for copulation (mating) and laying (egg release). Biological collections are important sources of information. So that collections can, for example, effectively contribute to the construction and updating of the lists of Threatened Species, the specimens deposited therein must be identified at the species level and their data organized in a digital repository of records. This work aims to analyze the information available in the repository of records

of the Reserva Natural Vale (RNV) about the Order Odonata. We found 200 specimens of Odonata, of which 18 (9%) are Aeshnidae, seven (3.5%) are Calopterygidae, 15 (7.5%) are Coenagrionidae, one (0.5%) are Dicteriadidae, 129 (64,5%) are Libellulidae, four (2%) are Heteragrionidae and 26 are (13%) specimens without any identification. Considering that 45 (21%) of the species registered in Espírito Santo (Brazil) do not have information about the locality of occurrence, identifying all the specimens and performing a biological survey for Odonata in the RNV may contribute significantly to the knowledge about this group of insects and to the analysis of the risk of extinction, as well as to the conservation of the species that inhabit there.

KEYWORDS: Conservation, dragonflies, insects, biodiversity, Atlantic Forest.

1 | INTRODUÇÃO

Muitas listas de espécies ameaçadas de extinção utilizam os critérios da União Internacional para a Conservação (IUCN), como a lista brasileira (ICMBio, 2018a) e a do Espírito Santo (FRAGA et al., 2019). São cinco os critérios utilizados: A. Redução da população; B. Distribuição geográfica restrita e apresentando fragmentação, declínio ou flutuações; C. Tamanho da população pequeno e com declínio; D. População muito pequena ou distribuição muito restrita e, E. Análises quantitativas (ICMBio, 2018a). A avaliação do risco de extinção apresenta um viés taxonômico, pois todos os mamíferos e aves conhecidos são avaliados e enquanto apenas 0,5% dos Arthropoda o são. Esse viés é justificado pelo fato de os critérios atuais serem difíceis de serem aplicados usando apenas as informações que podem ser reunidas para a maioria das espécies de invertebrados (CARDOSO et al., 2011a, 2011b). Essa dificuldade ocorre devido aos déficits Linneano (muitas das espécies não são descritas), Wallaciano (a distribuição de espécies descritas é em grande parte desconhecida), Prestoniano (as abundâncias das espécies e suas alterações no espaço e tempo são desconhecidos) e Hutchinsoniano (ecologia e sensibilidade das espécies às mudanças de habitat são desconhecidos).

As libélulas (Odonata) são insetos predadores que necessitam de água para se reproduzirem (CORBET, 1999). Os machos, quando sexualmente maduros, procuram viver próximo dos ambientes aquáticos, podendo apresentar comportamento territorialista, enquanto as fêmeas visitam ocasionalmente as águas geralmente para a realização da cópula (acasalamento) e postura (liberação dos ovos) (CORBET, 1999). Existem algumas exceções a esse comportamento, sendo a fêmea territorialista, como é o exemplo de *Leptagrion acutum* Santos (FURIERI et al., 2020). Foram registradas para o estado do Espírito Santo, 217 espécies em 72 gêneros distribuídos em 11 famílias pertencentes a essa ordem (CRUZ, 2016). As coleções biológicas são fontes importantes de informações para, por exemplo, conhecermos a distribuição dessas espécies e conseqüentemente podem contribuir para a análise do risco de extinção de espécies, bem como concentrarem informações biológicas de diferentes épocas. Para que as coleções possam efetivamente contribuir com a construção e atualização das listas de espécies ameaçadas de extinção,

os exemplares nelas depositados precisam estar identificados em nível de espécie e seus dados organizados em um livro tomo digital. Por fim, esse trabalho objetivou analisar as informações disponíveis no livro tomo da Reserva Natural Vale (RNV) sobre a ordem Odonata.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida na coleção entomológica da Reserva Natural Vale (RNV), localizada no município de Linhares, no Espírito Santo, Brasil. A RNV possui 22.711ha de área e é adjacente à Reserva Biológica de Sooretama (RBS; 24.000ha), que, juntamente com outras duas reservas privadas – Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Mutum-Preto (379ha) e RPPN Recanto das Antas (2.212ha) –, formam um bloco contínuo de vegetação nativa da Mata Atlântica (bloco Linhares/Sooretama), que é interceptado pela rodovia BR-101 no sentido sudoeste/nordeste (SRBEK-ARAUJO et al., 2014).

O livro de tomo digital da Reserva Natural Vale foi acessado em 15 de fevereiro de 2019 e todos os exemplares pertencentes a ordem Odonata foram verificados com base nos seguintes critérios: i) qual a menor categoria taxonômica identificada (ordem, família, gênero ou espécie), ii) a porcentagem das famílias, gêneros e espécies registradas em relação ao total de exemplares observados no livro tomo, e iii) a presença de espécies ameaçadas de extinção a nível mundial (IUCN, 2012), nacional (ICMBio, 2018b) ou estadual (FRAGA et al. 2019).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foram encontrados 200 registros de Odonata no livro tomo da RNV, pertencentes a seis famílias, 14 gêneros e 10 espécies identificadas (Tabela 1). É necessário identificar a família de 26 (13%) exemplares, o gênero de 161 (80,5%) exemplares e a espécie de 171 (85,5%) exemplares. As espécies *Leptagrion porrectum* (Figura 1) e *Aceratobasis cornicauda* são consideradas ameaçadas de extinção nas listas vermelhas capixabae e brasileira. É importante que se identifique os exemplares de Odonata (Figura 2) depositados na coleção entomológica da Reserva Natural Vale. Os exemplares depositados nessa coleção foram provenientes da Reserva Natural Vale, que apesar de não ser uma unidade de conservação (UC), funciona de forma similar. As unidades de conservação (UC's) são definidas como espaços territoriais, com características naturais relevantes, que têm a função de assegurar a representatividade de amostras significativas e ecologicamente viáveis das diferentes populações, habitats e ecossistemas do território nacional, preservando o patrimônio biológico existente e legalmente delimitados (BRASIL, 2011). A RNV não é legalmente delimitada. Mesmo não sendo uma UC, essa área pertence ao Mosaico de Unidades de Conservação da Foz do Rio Doce (MMA, 2010) e possui inegável importância para a conservação da biodiversidade da Mata Atlântica.

Devido ao aumento do conhecimento sobre Odonata, a revisão da lista de espécies ameaçadas de extinção do Brasil passou de oito espécies de libélulas ameaçadas de extinção em 2013 para 18 espécies (ICMBio, 2018b). Em 2003, o ES possuía quatro espécies ameaçadas de extinção (PASSAMANI & MENDES, 2007). A lista capixaba em 2019 passou a ter seis espécies de libélulas ameaçadas de extinção (FRAGA et al., 2019). O esforço de coleta e o número de pesquisadores na área influencia o número de espécies declaradas como ameaçadas de extinção, além do conhecimento de sua distribuição. A identificação das espécies depositadas na Coleção entomológica da Reserva Natural Vale irá contribuir com a redução destes déficits taxonômicos.

Considerando que não se tem a informação do local de ocorrência para 21% (45) das espécies registradas no Espírito Santo, a identificação dos exemplares ainda não identificados e um levantamento específico para Odonata na RNV poderão contribuir significativamente para o conhecimento sobre esse grupo de insetos e para a análise do risco de extinção, assim como para a conservação das espécies que ali habitam. Sugerimos o incremento na coleção de exemplares provenientes da RNV, pois não há um levantamento sistematizado desses insetos para essa área.

FAMÍLIA	ESPÉCIES	Nº	%
AESHNIDAE	<i>Coryphaeschna</i> sp. Williamson, 1903	1	0,5
	Não identificado	17	8,5
CALOPTERYGIDAE	<i>Hetaerina</i> sp. Hagen in Selys, 1876	7	3,5
	<i>Argia</i> sp. Rambur	1	0,5
	<i>Leptagrion porrectum</i> Selys, 1876	3	1,5
	<i>Metaleptobasis selysi</i> Santos, 1956	1	0,5
COENAGRIONIDAE	<i>Aceratobasis cornicauda</i> (Calvert, 1909)	1	0,5
	<i>Tigriagrion aurantinigrum</i> Calvert, 1909	4	2
	<i>Idioneura</i> sp. Selys, 1860	1	0,5
	<i>Mecistogaster amalia</i> (Burmeister, 1839)	4	2
DICTERIIDAE	<i>Heliocaris amazona</i> Selys, 1853	1	0,5
	<i>Erythemis peruviana</i> (Rambur, 1842)	3	1,5
	<i>Erythrodiplax umbrata</i> (Linnaeus, 1758)	4	2
LIBELLULIDAE	<i>Miathyria marcella</i> (Selys in Sagra, 1857)	4	2
	<i>Pantala flavescens</i> (Fabricius, 1798)	4	2
	Não identificado	114	57
HETERAGRIONIDAE	Não identificado	4	2
NÃO IDENTIFICADA		26	13

Tabela 1 – Exemplares de Odonata registrados no livro tomo da Coleção Entomológica da Reserva Natural Vale, em 15 de fevereiro de 2019 (Nº= número de exemplares, % = porcentagem de exemplares).



Figura 1 – Casal de donzelinhas das bromélias (*Leptagrion porrectum*) na Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo.



Figura 2 – Libélulas depositadas na Coleção Entomológica da Reserva Natural Vale.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Mesmo com poucos exemplares de Odonata identificados em nível de espécie, as informações disponíveis no livro tomo da Reserva Natural Vale (RNV) demonstraram sua relevância, pois foram encontrados registros de duas espécies de libélulas ameaçadas de extinção. Logo, a identificação do restante das libélulas (85,5%) registradas no livro tomo, poderá contribuir significativamente o entendimento dos Odonata no Espírito Santo e consequentemente no Brasil.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **SNUC – Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza: Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000; Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002; Decreto nº 5.746, de 5 de abril de 2006. Plano Estratégico Nacional de Áreas Protegidas: Decreto nº 5.758, de 13 de abril de 2006 / Ministério do Meio Ambiente.** Brasília: MMA/SBF, 2011. 76 p.

BRASIL. **MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Portaria Nº 489 de 17 de dezembro de 2010.** Disponível em: https://www.mma.gov.br/estruturas/240/_arquivos/portaria_mosaico_foz_do_rio_doce_489_240_1.pdf

Acesso em: 04 ago. 2020.

CARDOSO, P.; BORGES, P.A.V.; TRIANTIS, K.A.; FERRÁNDEZ, M.A. & MARTÍN, J.L. Adapting the IUCN Red List criteria for invertebrates. **Biol. Conserv.**, v. 144, p. 2432-2440, 2011a

CARDOSO, P.; ERWIN, T.L.; BORGES, P.A.V. & NEW, T.R. The seven impediments in invertebrate conservation and how to overcome them. **Biol. Conserv.**, v. 144, p. 2647-2655, 2011b.

CORBET, P.S., 1999. **Dragonflies: behavior and ecology of Odonata**. Comstock, Ithaca/NY, 829 p.

CRUZ, K. V. **Diversidade e composição de Odonata (Insecta) dos Lagos do Baixo Rio e checklist para o Espírito Santo**. Pg 132. Dissertação (Biodiversidade Tropical - Mestrado) Universidade Federal do Espírito Santo, São Mateus, 2016.

ICMBio. 2018a. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume I**. 1. ed. Brasília: ICMBio/MMA. 492 p

ICMBio. 2018b. **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VII**. 1. ed. Brasília: ICMBio/MMA. 728 p

IUCN, 2012. **Categorias e critérios para listas vermelhas**: Versão 3.1. 2° edição. Disponível em <http://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 04 ago. 2020.

FRAGA, C.N., PEIXOTO, A.L., LEITE, Y.L.R., SANTOS, N.D., OLIVEIRA, J.R.P.M., SYLVESTRE, L.S., SCHWARTSBURD, P.B., TULER, A.C., FREITAS, J., LÍRIO, E.J., COUTO, D.R., DUTRA, V.F., WAICHERT, C., SOBRINHO, T.G., HOSTIM-SILVA, M., FERREIRA, R.B., BÉRNILS, R.S., COSTA, L.P., CHAVES, F.G., FORMIGONI, M.H., SILVA, J.P., RIBEIRO, R.S., REIS, J.C.L., CAPELLÃO, R.T., LIMA, R.O., SAITER, F.Z., LOPES, AS., PAGLIA, A.P., CHAUTEMS, A., BRAZ, A.G., MÔNICO, A.T., SALINO, A., FIRMINO, A.D., CHAGAS, A.P., COLODETTI, A.F., KRAHL, A.H., SOUSA, A.A.C., PAVAN, A.C.D.O., CASTELLO, A.C.D., LOSS, A.C., SRBEK-ARAÚJO, A.C., SCUDELER, A.L., FARRO, A.P.C., FEIJÓ, A., MACHADO, A.F.P., FERREIRA, A.L.N., FONTANA, A.P., FREITAS, A.V.L., CABRAL, A., BOLZAN, A.A.S., WEIGAND, A., FRAZÃO, A., NETO, A.C.R., ALMEIDA, A.P., BRESCOVIT, A.D., ARGÔLO, A.J.S., SOARES, A.S., GONÇALVES, A.M., SANTIAGO, A.C.P., GIARETTA, A., ROSA, A.H.B., KATZ, A.M., GOMES, B.M., ØLLGAARD, B., SILVA, B.C.B., CANESTRARO, B.K., MELO, B.F., EVALDT, B.H.C., PIMENTEL, C.R., POSSAMAI, C.B., FERREIRA, C.D.M., GUIDORIZZI, C.E., SILVA, C.B.M., FERREIRA, C.D., ZOCCA, C., MIRANDA, C.V., DUCA, C., KAMEYAMA, C., VILAR, C.C., CANEDO, C., SAMPAIO, C.A., CARNEIRO, C.E., MYNSEN, C.M., PESSOA, C.S., CUNHA, C.J., SÁ, C.F.C., IMIG, D.C., SAMPAIO, D., MONTEIRO, D., MOREIRA, D.O., ROBAYO, D.S., MACHADO, D.F., PERALTA, D.F., SILVA, D.F., GONZAGA, D.R., ZEPPELINI, D., SILVA, E.M.P., LOZANO, E.D., MELO, E., CHIQUITO, E.A., ROSSETTO, E.F.S., SMIDT, E.C., MARTINS, E.R., NETO, E.A.S., JÚNIOR, E.M.S.S., MASSARIOL, F.C., FIRETTI, F., NOVELLI, F.Z., DARIO, F.D., GONZATTI, F., GUIMARÃES, F.V., CABRAL, F.N., FRAGA, F.R.M., MATOS, F.B., DAGOSTA, F.C.P., VAZ-DE-MELLO, F.Z., SOUZA, F.S., LEITE, F.T., MOLINA, F.B., BARROSO, F.G., ALVES, F.M., SALLES, F.F., MENDONÇA, G.C., SIQUEIRA, G.S., PINTO, G.O., ROMÃO, G.O., ANTAR, G.M., ROSA, G.A.B., HASSEME, G., HEIDEN, G., SHIMIZU, G.H., CAITANO, H.A., LIMA, H.C., RESENDE, H.C., PICHLER, H.A., BERGALLO, H.G., FERNANDES, H.Q.B., SECCO, H.K.C., COSTA, H.C., DIAS, H.M., FILHO, H.J.D., SILVA, H.L., ORNELLAS, I.S., BERGHER, I.S., PINHEIRO, I. EG., KOCH, I., RODRIGUES, I.M.C., PASSAMANI, J.A., DELABIE, J.H.C., OLIVEIRA, J.C.F., LUBER, J., PRADO, J., LOPES, J.C., CHRIST, J.A., NODARI, J.Z., TONINI, J.F.R., ZORZANELLI, J.P.F., CONDACK, J.P.S., LACERDA, J.V.A., ADELIR-ALVES, J., JARDIM, J.G., SANTANDER-NETO, J., TREZENA, J.S., SCHOEREDER, J.H., GOMES, J.M.L., SILVA, J.N., TRARBACH, J., ROSSINI, J., KULKAMP, J., PEREIRA, J.B.S., PRADO, J.R., GUARNIER, J.C., PAULA-SOUZA, J., ALEVI, K.C.C., FURIERI, K.S., COSTA, K.G., ALVES, K.P., PEDERNEIRAS, L.C., CARDOSO, L.J.T., GEISE, L., MATHIAS, L.B., INGENITO, L.F.S., MERÇON, L., CONTAIFER, L.S., BISSOLI, L.B., AONA, L.Y.S., SILVA, L.T.P., FREITAS, L.T., CALAZANS, L.S.B., MARINHO, L.C., SILVA, L.A., SILVA, L.E.F., LIMA, L.V., MARTINS, L.R., KOLLMANN, L.J.C., BERNACCI, L.C., MAYORGA, L.F.S.P., SARMENTO-SOARES, L.M., GÓES-NETO, L.A.A., DUBOC, L.F., FONSECA, L.H.M., FARIA, L.R.R.JR., BEYER, M., VIANNA FILHO, M.D.M., DEVECCHI, M.F., PASSAMANI, M., BRITTO, M.R., PEREIRA, M.R., SIMONELLI, M., TROVÓ, M.,

FUKUDA, M.V., VERDI, M., PELLEGRINI, M.O.O., COELHO, M.A.N., LEHNERT, M., ALVES, M.A.S., KIERULFF1, M.C.M., LOIOLA, M.I.B., MARCHIORETTO, M.S., SAKA, M.N., RODRIGUES, M.R., ZANIN, M., FACCO, M.G., ZORTÉA, M., FREITAS, M.O., PASTORE, M., CAMELO, M.C., MILWARD-DE-AZEVEDO, M.A., RIBEIRO, M., TEIXEIRA, M.D.R., KLAUTAU, M., KAEHLER, M., MENEZES, N.A., BIGIO, N.C., PENNA, N.T.L., SHIBATTA, O.A., SILVA, O.L.M., GONÇALVES, P.R., SANTOS, P.M., GROSSI, P.C., BUCKUP, P.A., CHAVES, P.B., PAIVA, P.C., WINDISCH, P.G., BARROS, P.H.D., EVANGELISTA, P.H.L., GONELLA, P.M., FIASCHI, P., CARDOSO, P.H., PELOSO, P.L.V., SANTOS, P.M.L.A., TAUCCE, P.P.G., CARDOSO, P.C.A., ALMEIDA, R.F., BARBOSA-SILVA, R.G., TRAD, R.J., VANSTREELS, R.E.T., MACIEIRA, R.M., MONTEIRO, R.F., VIVEROS, R.S., RIBEIRO, R.T.M., ROMANINI, R.P., HIRAI, R.Y., BETZEL, R.L., PEREIRA, R.C.A., RURTADO, R., SOUSA-LIMA, R.S., PAGOTTO, R.V., MELLOSILVA, R., GOLDENBERG, R., VICENTE, R.E., LOURENÇO-DE-MORAES, R., COUTO, R.S., BIANCHI, R.C., PARESQUE, R., VALADARES, R.T., GUIMARÃES, R.R., RIBON, R., MARTINS-PINHEIRO, R.F., MARQUETE, R., SUBIRÁ, R.J., SICILIANO, S., RECLA, S.S., RIBEIRO, S., NUNES, S.F., MENDES, S.L., OLIVEIRA, .P.R.CARRIJO, T.T., SILVA, T.G., VOLPI, T.A., ALMEIDA, T.E., FLORES, T.B., KLOSS, T.G., CASTRO, T.M., SILVA-SOARES, T., BARBOSA, T.D.M., TAVARES, V.C., FAGUNDES, V., VERDADE, V.K., AMARAL, V.S., , V.G.D., VALE, V., CALDARA, V.JR., DITTRICH, V.A.O., FREITAS, V.C., GIGLIO, V.J., PERTE, W., COLOMBO, W.D., CARDOSO, W.C., NÓBREGA, Y.C. (2019) Lista da fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo. In: FRAGA, C.N, FORMIGONI, M.H. & CHAVES, F.G. (Eds.), **Fauna e flora ameaçadas de extinção no estado do Espírito Santo**. 1st Edition. Vol. 1. Instituto Nacional da Mata Atlântica, pp. 216–229

FURIERI, K. S.; FRAGA, F. B.; TRIBULL, C.; COLOMBO, W. D. Description of two females of *Leptagrion Selys* (Odonata: Coenagrionidae). **Zootaxa**, v. 4821, n. 2, p. 343-351, 2020.

PASSAMANI, M. & MENDES, S.L. (Orgs). **Espécies da fauna ameaçadas de extinção no Estado do Espírito Santo**. Vitória: IPEMA, 2007, 140 p.

SRBEK-ARAUJO, A.C., ROCHA, M.F., PERACCHI, A. L. A mastofauna da Reserva Natural Vale, Linhares, Espírito Santo, Brasil. **Ciências & Ambiente**, v. 49, p. 153-167, 2014.

NOVO REGISTRO DE *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER 1856) (BIVALVIA, MYTILIDAE) NO RIO IBICUÍ, SUL DO BRASIL

Data de aceite: 01/11/2020

Data de submissão: 06/10/2020

Luciani Figueiredo Santin

Instituto Federal de Educação, Ciência e
Tecnologia do Rio Grande do Sul (IFRS) -
Campus Sertão
Sertão-RS
<http://lattes.cnpq.br/0944739153228744>

RESUMO: O bivalve de água doce *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) é uma espécie exótica invasora, responsável por inúmeros prejuízos ecológicos e econômicos. Atualmente, é encontrado em diversos países da América do Sul, incluindo o Brasil. O seguinte estudo tem como objetivo o registro da primeira ocorrência de *L. fortunei* no rio Ibicuí, trecho que abrange o município de Manoel Viana, RS. Amostragens no local de estudo e entrevistas com pescadores profissionais indicaram a presença do molusco. Ainda, os entrevistados relataram o aumento da abundância do bivalve ao longo do tempo.

PALAVRAS-CHAVE: Bivalves invasores, Mollusca, Mexilhão dourado, Água doce.

NEW RECORD OF *LIMNOPERNA FORTUNEI* (DUNKER 1856) (BIVALVIA, MYTILIDAE) IN THE IBICUÍ RIVER, SOUTHERN BRAZIL

ABSTRACT: The freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) is an invasive alien species, responsible for numerous ecological and

economic damage. It is currently found in several countries in South America, including Brazil. The following study aims to record the first occurrence of *L. fortunei* in the Ibicuí River, Manoel Viana, RS. Sampling at the study site and interviews with professional fishermen indicated the presence of the mollusc. In addition, respondents reported an increase in bivalve abundance over time.

KEYWORDS: Invading bivalves, Mollusca, Golden mussel, Freshwater.

1 | INTRODUÇÃO

A introdução de espécies exóticas invasoras é considerada uma das principais causas do declínio da biodiversidade global. O impacto das invasões biológicas, além de ameaçar a diversidade, afeta o funcionamento dos ecossistemas, a economia e a saúde humana (Pimentel *et al.*, 2001; Vitousek *et al.*, 1997).

Dentre as inúmeras espécies exóticas invasoras distribuídas ao redor do mundo, está o bivalve *Limnoperna fortunei*, conhecido como “mexilhão dourado”. Pertencente à família Mytilidae, *L. fortunei* é um bivalve de água doce originário da China e sudeste da Ásia. Possui estágio larval planctônico (larva véliger), rápido crescimento e curto período de vida. Quando adultos, os mexilhões são encontrados aderidos a substratos rígidos, através da estrutura adesiva denominada bisso, formando aglomerados numerosos (Garcia; Protogino, 2005; Morton, 1977).

O mexilhão dourado tornou-se um invasor em praticamente toda América do Sul e também em regiões do continente asiático. No continente americano, foi introduzido em 1991. Sendo registrado pela primeira vez na Argentina, região estuária do rio da Prata. A introdução, possivelmente, ocorreu através da água de lastro de navios, a qual pode conter alta concentração de larvas do bivalve (Pastorino *et al.*, 1993).

Quase trinta anos após o primeiro relato da entrada do bivalve na América do Sul, o mesmo já coloniza bacias hidrográficas de cinco países sul americanos, incluindo o Brasil (Boltovskoy; Correa, 2015). Em território brasileiro, o mexilhão se espalhou rapidamente e pode ser encontrado em quase todos os principais rios.

No estado brasileiro do Rio Grande do Sul, *L. fortunei* é encontrado colonizando diversos rios que compõem as duas maiores bacias hidrográficas (Bacia do Uruguai e Bacia do Atlântico Sul). Sua colonização no estado é conhecida por causar danos econômicos em usinas hidrelétricas, problemas ambientais e ecológicos (Mansur *et al.*, 2003). Alguns afluentes dessas bacias, contudo, ainda se encontram livres deste invasor. Como era o caso do rio Ibicuí, região do município de Manoel Viana, importante afluente do rio Uruguai.

Ciente da importância de novos registros da distribuição de uma espécie invasora para a formulação de políticas públicas e monitoramento da mesma, o seguinte trabalho objetiva descrever a primeira ocorrência de *L. fortunei* para o rio Ibicuí, trecho que abrange a cidade de Manoel Viana, Rio Grande do Sul.

2 | METODOLOGIA

O rio Ibicuí está localizado no oeste do estado do Rio Grande do Sul, na região da Campanha, e constitui-se no principal tributário do rio Uruguai (Figura 1).



Figura 1. Bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul, com destaque para a bacia hidrográfica do rio Ibicuí.

Abrange as províncias geomorfológicas do Planalto Meridional e Depressão Central. Com área de aproximadamente 35.495,38 km², abrange municípios como Manoel Viana, Alegrete, Júlio de Castilhos, Santana do Livramento, São Pedro do Sul, Itaqui e Uruguaiana (SEMA, 2019).

A área de estudo foi constituída pelo médio Ibicuí, trecho localizado na cidade de Manoel Viana. A coleta de dados foi realizada nos dias 12 e 13 de outubro de 2019, por meio de entrevistas com oito pescadores locais. Nas entrevistas, as perguntas abordadas se referiam a ocorrência de mexilhão dourado no trecho de estudo. Adicionalmente, amostragens foram realizadas em alguns pontos do rio, após a confirmação da ocorrência do bivalve pelos pescadores.

As entrevistas foram realizadas com pescadores que utilizam o rio diariamente para retirar seu sustento por meio da pesca. Nas entrevistas, foram abordadas as seguintes questões: 1) já presenciou o mexilhão no rio? (imagens de espécimes de *L. fortunei* foram mostradas aos pescadores); 2) em que locais do rio é mais comum encontrar estes moluscos?; 3) em que ano o mexilhão começou a ser visualizado no rio?; 4) a abundância desses moluscos aumentou ou diminuiu ao longo do período desde o primeiro avistamento da espécie? 5) os peixes estão se alimentando dos mexilhões? 6) os mexilhões estão causando algum impacto para a população local que utiliza o rio para seu sustento ou lazer? A partir das respostas dos pescadores, amostragens foram realizadas em embarcações

que se encontravam nas margens do rio, assim como, em rochas que formam ilhas no leito fluvial. As coletas foram realizadas manualmente, ao longo de cinco pontos no rio (Figura 2), todos localizados próximo a região do balneário Rainha do Sol, com auxílio de uma espátula, uma vez que esses bivalves se fixam, firmemente, em substratos duros por meio do bisso.

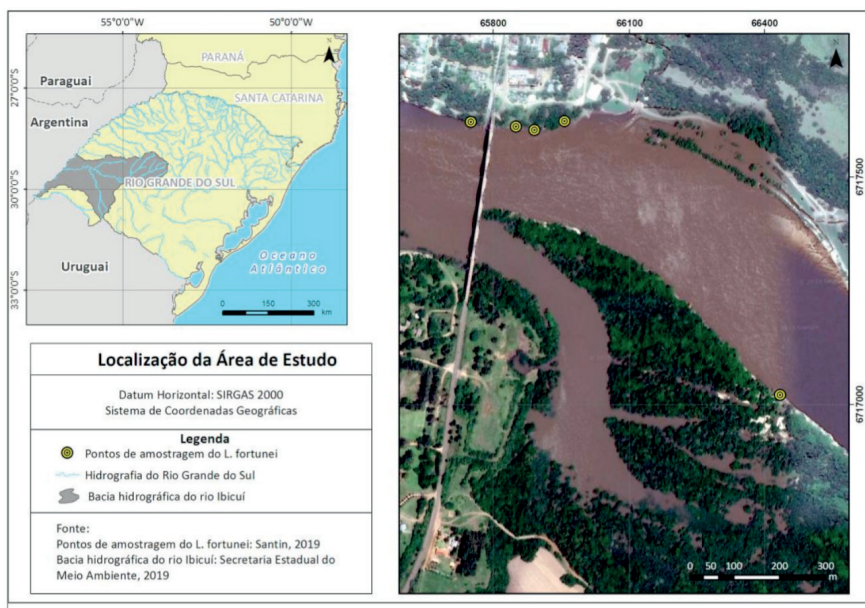


Figura 2. Localização da área de estudo e pontos amostrados.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Todos os oito pescadores entrevistados informaram que *L. fortunei* ocorre, atualmente, no rio Ibicuí, trecho de Manoel Viana. Entretanto, o tempo em que a espécie foi avistada pela primeira vez no rio, variou entre os pescadores. Alguns relataram que a presença de *L. fortunei* foi observada desde 2012, enquanto outros, afirmaram terem percebido o bivalve somente em 2015. Os entrevistados afirmaram que a abundância do invasor aumentou, substancialmente, ao longo do tempo, e que atualmente já é possível avistar sua presença em praticamente qualquer trecho do rio. Contudo, apenas dois pescadores encontraram o mexilhão no conteúdo gastrointestinal de peixes. Quanto ao impacto para as atividades pesqueiras, a totalidade de entrevistados relatou que os mexilhões têm se prendido a iscas e anzóis das linhas de pesca, o que muitas vezes dificulta a captura do peixe. Com relação às amostragens, nos cinco pontos escolhidos foi constatada a presença do bivalve invasor. Em todos os pontos amostrados, o mexilhão encontrava-se

em agrupamentos típicos para espécie (Figura 3a). Nos locais de amostragem, *L. fortunei* foi observado em substratos duros como embarcações de madeira, localizadas na margem do rio e em rochas. O aumento da abundância e distribuição de *L. fortunei* era esperado, uma vez que esse molusco possui alta capacidade reprodutiva, ausência de inimigos naturais e espécies competidoras (Darrigran, 2000). A alta distribuição do invasor nos diversos locais do rio pode estar atribuída ao contínuo deslocamento das embarcações ao longo do leito na busca de melhores locais para pesca. A habilidade de incrustação em substratos duros como cascos de pequenas embarcações proporciona um meio passivo de dispersão no próprio rio. Somado a isso, os materiais de pesca como redes, anzóis, linhas, os quais podem conter exemplares desses bivalves e constituem em outro meio potencial de dispersão. Os locais com as maiores densidades de mexilhões foram rochedos no leito do rio, que já se encontram repletos do bivalve, fato que corrobora sua preferência por substratos rígidos (Oliveira *et al.*, 2015). Embora apenas dois pescadores tenham observado a inclusão de *L. fortunei* na dieta de peixes, é possível que com o aumento da abundância, o mexilhão se torne um novo item da alimentação da ictiofauna local. Considerando que a maioria dos teleósteos é oportunista em relação a dieta, vários autores já relataram a alteração da dieta de peixes na presença do bivalve em abundância (Cataldo, 2015; Boltovskoy *et al.*, 2006).



Figura 3. Exemplares de *L. fortunei* amostrados no rio Ibicuí, Manoel Viana, RS. **A**- Mexilhões aglomerados aderidos a rochas; **B**- Exemplares retirados de cascos de embarcações. Obs.: Comprimento máximo dos espécimes coletados 20mm.

4 | CONCLUSÃO

A nova ocorrência do bivalve asiático invasor *L. fortunei* no rio Ibicuí, trecho de abrangência do município de Manoel Viana, evidência a alta capacidade de dispersão deste molusco nas bacias hidrográficas do Rio Grande do Sul. Considerando que a dispersão descontrolada de espécies invasoras, como o mexilhão dourado, está atrelada a vários

problemas ambientais, econômicos e de saúde pública é imprescindível o monitoramento de sua ocorrência, para aplicação de medidas de prevenção e controle.

REFERÊNCIAS

BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N. **Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America**. *Hydrobiologia*, v. 746, p. 81–95, 2015.

BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; CATALDO, D.; SYLVESTER, F. **Dispersion and impact of invasive freshwater bivalves: *Limnoperna fortunei* in the Río de la Plata watershed and beyond**. *Biological Invasions*, v.8, p.947–963, 2006.

CATALDO, D. **Trophic relationships of *Limnoperna fortunei* with adult fishes**. In: BOLTOVSKOY, D. (org.). *Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel. London, Springer, 2015, p. 231-248.

DARRIGRAN, G. **Invasion of the exotic freshwater mussels *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilidae) in South American**. *The Nautilus*, v.114, n. 2, p. 69-73, 2000.

GARCIA, M. L.; PROTOGINO, L. C. **Invasive freshwater molluscs are consumed by native fishes in South America**. *Journal of Applied Ichthyology*, v. 21, p.34–38, 2005.

MANSUR, M. C. D.; SANTOS, C. P.; DARRIGRAN, G.; HEYDRICH, I.; CALLIL, C. T.; CARDOSO, F. R. **Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), no Delta do Jacuí, no Lago Guaíba e na Laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente**. *Revista Brasileira de Biologia*, v. 20, n. 1, p. 75 – 84, 2003.

MORTON, B. **The populations dynamics of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia: Mytilacea) in Plover Cove reservoir, Hong Kong**. *Malacologia*, v.16, p. 165–182, 1977.

OLIVEIRA, M. D.; CAMPOS, M. C. S.; PAOLUCCI, E. M.; MANSUR, M. C. D.; HAMILTON, S. K. **Colonization and spread of *Limnoperna fortunei* in South America**. In: BOLTOVSKOY, D. (org.). *Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel. London, Springer, 2015. p. 333–355.

PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; MARTÍN, S. M.; LUNASCHI, L. ***Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del Río de la Plata**. *Neotropica*, n. 39, p. 101–102, 1993.

PIMENTEL, D.; MCNAIR, S.; JANECKA, J.; WIGHTMAN, J.; SIMMONDS, C.; O'CONNELL, C.; WONG, E.; RUSSEL, L.; ZERN, J.; AQUINO, T.; TSOMONDO, T. **Economic and environmental threats of alien plant, animal, and microbe invasions. – Agroecosystems and Environment**, v. 84, p. 1–20, 2001.

SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE-SEMA. **U050-Bacia Hidrográfica do Rio Ibicuí**. In: SEMA. <sema.rs.gov.br/u050-bacia-hidrografica-do-rio-ibicui>. Download em: 01 out. 2020.

VITOUSEK, P. M.; D'ANTONIO, C. M.; LOOPE, L. L.; WESTERBROOKS, R. **Introduced species: a significant component of human-caused global change**. *New Zealand Journal of Ecology*, v. 21, n. 1, p. 1–16, 1997.

CAPÍTULO 4

HÁBITOS ALIMENTARIOS DE LA MORRÚA *Geophagus steindachneri* (CICHLIDAE) EN LA CIÉNAGA DE BETANCÍ, COLOMBIA

Data de aceite: 01/11/2020

Data de submissão: 06/10/2020

Charles W. Olaya-Nieto

Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<http://orcid.org/0000-0002-9045-641X>

Rafael Ricardo Macea-Portillo

Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-5427-3026>

Yovilma Rosa Petro-Hoyos

Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<https://orcid.org/0000-0003-2999-6406>

Ángel L. Martínez-González

Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<https://orcid.org/0000-0001-9224-1976>

Glenys Tordecilla-Petro

Institución Educativa Lácides C. Bersal,
Alcaldía Municipal de Lorica.
Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-7618-8615>

Fredys Fernando Segura-Guevara

Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<https://orcid.org/0000-0002-9129-984X>

Delio César Solano-Peña

Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-
AUNAP.
Laboratorio de Investigación Biológico
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y
Zootecnia, Universidad de Córdoba, Cra 23 No.
2A-20, Piso 2. Lorica, Colombia
<http://orcid.org/0000-0001-6280-4715>

William Andrés Pérez-Doria

Servicio Estadístico Pesquero Colombiano-
SEPEC
<https://orcid.org/0000-0001-8150-1197>

RESUMEN: Se estudiaron los hábitos alimentarios de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (EIGENMANN & HILDEBRAND, 1922) en la ciénaga de Betancí, cuenca del río Sinú, Colombia. El contenido estomacal fue

evaluado mediante el coeficiente de vacuidad, grado de digestión, frecuencia de ocurrencia, frecuencia numérica, gravimetría, y se estimaron el nicho trófico, el índice de equidad, la relación longitud intestinal-longitud total, las preferencias alimentarias de acuerdo con la talla y el índice de importancia relativa. Más de la tercera parte de los estómagos estudiados se encontraron vacíos (34.4%), mientras que la mayor parte del alimento consumido (72.9%) estaba medio digerido. Se identificaron 5 ítems o grupos alimentarios en la dieta: Material vegetal, Restos de peces, Insectos, Detritos y Sedimentos. Material vegetal fue el grupo alimentario más frecuente (72.1%), más abundante (42.3%) y con mayor composición en peso (69.3%), constituyéndose en el alimento principal o de mayor importancia en la dieta (IIR =50.0%), mientras que Restos de peces -a pesar de ser consumido frecuentemente-, Insectos, Detritos y Sedimentos son ítems con baja importancia relativa; encontrándose diferencias estadísticas significativas en este índice con respecto a la estructura de tallas de la especie en estudio. Los resultados alcanzados sugieren que la Morrúa es un pez de hábitos alimentarios omnívoros con tendencia herbívora y características lepidofágicas, que mantiene el consumo de los cinco grupos alimentarios al menos en las tallas más pequeñas. **PALABRAS CLAVE:** Dieta, Preferencias alimenticias, Conservación, cuenca del río Sinú.

FEEDING HABITS OF MORRÚA *Geophagus steindachneri* (CICHLIDAE) IN THE CIENAGA DE BETANCÍ, COLOMBIA

ABSTRACT: The feeding habits of Morrúa *Geophagus steindachneri* (EIGENMANN & HILDEBRAND, 1922) in the ciénaga de Betancí, Sinú River basin, Colombia were studied. The stomach content was analyzed using the proportion of empty stomachs, grade of digestion, frequency of occurrence, numerical frequency, gravimetry, and the trophic niche, the equity index, the gut length-total length relationship, food preferences according to size and the relative importance index were estimated. More than a third of the stomachs studied were empty (34.4%), while most of the food consumed (72.9%) was half digested. Five food groups in the diet were identified: Vegetal matter, Fish remains, Insects, Debris and Sediments. Vegetal matter was the most frequent food group (34.4%), the most abundant (42.3%) and with the highest composition by weight (69.3%), making it the main or most important food in the diet (RII =50.0%), while that Fish remains -in spite of being consumed frequently-, Insects, Debris and Sediments are items with low relative importance; finding significant statistical differences in this index with respect to the size structure of the species under study. The results achieved suggest that the Morrúa is a fish with omnivorous feeding habits with an herbivorous tendency and lepidophagic characteristics, which maintains the consumption of the five food groups at least in the smallest sizes.

KEYWORDS: Diet, Food preferences, Conservation, Sinú River basin.

1 | INTRODUCCIÓN

La Morrúa *Geophagus steindachneri* (EIGENMANN & HILDEBRAND, 1922) es un pez de la familia Cichlidae que se distribuye en las cuencas de los ríos Magdalena, Cauca y Sinú, en Colombia y en el río Limón en la cuenca del lago de Maracaibo en Venezuela (KULLANDER, 2003); y es una de las cinco especies de Cíclidos reportadas para la cuenca

del río Sinú, catalogada por DAHL (1971) como una especie comestible pero de muy poco valor comercial, es un pez de mucha importancia ecológica en la estructura trófica de la ciénaga de Betancí, con potencial ornamental por la coloración que presenta, además de su aporte a la pesca de subsistencia y a la seguridad alimentaria de los pescadores de la ciénaga.

Los individuos adultos presentan dimorfismo sexual (WIMBERGER, 1991), los machos son más robustos que las hembras (GULFO & ARCIRIA, 2015), tienen las aletas más coloreadas y una protuberancia o joroba cefálica post-occipital de color rojo (GALVIS *et al.*, 1997; GULFO & ARCIRIA, 2015; RANGEL-SERPA & TORRES, 2015). Presenta incubación bucal hasta cuando las larvas sean lo suficientemente grandes para mantenerse (EIGENMANN & HILDEBRAND, 1922); lo cual también fue reportado por GULFO & ARCIRIA, 2015 y RANGEL-SERPA & TORRES, 2015.

A pesar de la importancia que tiene esta familia de peces en los ecosistemas dulceacuicolas colombianos, son pocos los trabajos realizados, especialmente en la cuenca del río Sinú. Vale anotar que solo se conoce un trabajo sobre la Morrúa en el Caribe colombiano, en la ciénaga de Betancí, cuenca del río Sinú (GULFO & ARCIRIA, 2015; ARCIRIA-CORREA *et al.*, 2017), mientras que en el resto del país hay dos más, en el río Andes (GARCÍA-MELO, 2006) y en el río Fonce (RANGEL-SERPA & TORRES, 2015); pero ninguno ha estudiado su alimentación, dieta, preferencias o hábitos alimentarios.

El objetivo del presente trabajo fue evaluar sus hábitos alimentarios en la ciénaga de Betancí, cuenca del río Sinú, Colombia, e incrementar el estado del arte de la especie, apuntando a su conservación en el medio natural y a la seguridad alimentaria de la comunidad de pescadores que habitan la ciénaga.

2 | MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Área de estudio

La ciénaga de Betancí está ubicada a 40 km al sur de Montería a 8° 22' N y 75° 49' W, y tiene un área de 3250 hectáreas. Hace parte de la subcuenca Betancí del río Sinú, con el cual se comunica mediante el caño Betancí que tiene 27 km de longitud en donde la topografía de su cuenca es plana, con pendiente de este a oeste, con alturas sobre el nivel del mar entre los 10 y los 25 metros (CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA, 1998; IGAC, 2009), precipitación anual promedio de 1600 milímetros (IGAC, 2009), presentándose dos períodos similares a los de la cuenca del Sinú, temperatura promedio anual de 28 °C y humedad relativa promedio entre 80 y 87 % (CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA, 1998). Los niveles de agua de la ciénaga durante el año son relativamente constantes, debido al dique construido en la década del 2000, el cual impide el libre flujo de agua entre el río Sinú y la ciénaga.

Actualmente, el área de la cuenca de la ciénaga de Betancí es un ecosistema cultural

totalmente antropizado, la ciénaga misma ha sido convertida en un estanque o reservorio de agua el cual se quiere destinar a la cría controlada de peces. Es decir, ha perdido su importante papel en los ciclos de vida de las especies migratorias de peces, así como en los ciclos alimenticios de algunas especies de aves y otros vertebrados (ZAPATA, 2014).

2.2 Obtención de las muestras

Contando con el permiso marco de colecta de la Universidad de Córdoba otorgado por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales-ANLA, mediante Resolución No. 00914, y con el protocolo aprobado por el Comité de ética de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, los muestreos se efectuaron utilizando atarraya y trasmallo como artes de pesca entre las 06:00 y las 18:00 horas. El material biológico recolectado se conservó refrigerado en neveras de poliuretano de 142 litros de capacidad (Marine Cooler 2A75, Rubbermaid, USA) para detener el proceso digestivo del contenido estomacal.

A cada individuo se le tomó longitud total (LT) y longitud estándar (LS) al milímetro más cercano con un ictiómetro graduado en mm (IK2, Aquatic Biotechnology, España) y el peso total (WT) al gramo más cercano con una balanza eléctrica con capacidad de 1500 ± 0.01 g (Adventurer, Ohaus Corporation, USA). Aplicando las técnicas de LAEVASTU (1980) y MARRERO (1994), una vez efectuada la disección de los peces se extrajeron los estómagos e intestinos, los cuales fueron medidos, pesados y conservados en frascos rotulados que contenían formol al 10% bufferado, con la información correspondiente a la especie, número de la muestra, fecha, sitio de recolecta, arte de pesca, talla, peso y sexo. Más tarde, el material biológico fue transportado al Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera de la Universidad de Córdoba, en el Campus Loricá.

2.3 Fase de laboratorio

En el laboratorio se extrajo y lavó el contenido estomacal usando la menor cantidad de agua posible para retirar los residuos de formol, colocándolo posteriormente en una caja de Petri, en donde se examinó al estereoscopio y microscopio, separándose, identificándose y enumerándose el alimento encontrado. El material que estaba muy digerido se identificó por los fragmentos, en lo posible, hasta el nivel taxonómico permitido por dicho grado de digestión; agrupado en categorías (LUGO, 1989) y pesado en una balanza eléctrica de 1500 ± 0.01 g de capacidad (Adventurer, Ohaus Corporation, USA).

El coeficiente de vacuidad (CV) se obtuvo con la técnica de WINDELL (1971): $CV = 100 \times \text{No. estómagos vacíos} / \text{No. total de estómagos analizados}$. El grado de digestión (GD) se evaluó con la escala de LAEVASTU (1980), la cual clasifica el estado de las presas así: Fresco, Medio digerido y Digerido. Se utilizaron 3 métodos para cuantificar el contenido estomacal, expresado en valores promedios mensuales y anuales: frecuencia de ocurrencia (FO), frecuencia numérica (FN) y gravimetría (G) (WINDELL, 1971; WINDELL & BOWEN, 1978; SILVA & STUARDO, 1985): $FO = 100 \times \text{Ocurrencia de presas del ítem A} / \text{No. total de estómagos con alimento}$. $FN = 100 \times \text{No. de presas del ítem A} / \text{No. total de presas}$. $G = 100 \times$

Peso de las presas del ítem A/Peso de todas las presas.

También se estimó la amplitud del nicho trófico a partir del índice de diversidad de SHANNON-WEAVER (H') (1949), mediante la ecuación: $H' = (-\sum p_i \ln p_i)$, en donde: H' = Índice de diversidad de SHANNON-WEAVER, p_i =Número de individuos del i ésimo componente trófico por el total de organismos de la muestra, \ln = Logaritmo natural. La proporción de la diversidad observada se comparó con la máxima diversidad esperada mediante el índice de equidad o uniformidad de PIELOU (J') (1969): $J' = H'/H'_{\max}$, en donde:

J' = Índice de equidad de PIELOU, H' =índice de diversidad de SHANNON-WEAVER, H'_{\max} =es el logaritmo natural del número de componentes tróficos por muestra, cuyos valores tienen un rango de cero (0) a uno (1). Cuando este índice alcanza el valor 1, significa que las presas son igualmente abundantes; mientras que el valor 0, sugiere ausencia de uniformidad. Si el índice es menor de 0,6, el depredador se considera especialista, y si –por el contrario- es mayor de 0,6 o cercano 1, se considera generalista. Para conocer el grado de bienestar de la especie en estudio, se estimó el factor de condición con la ecuación de WEATHERLEY (1972): $K = WT/LT^b$, en donde: K =Factor de condición, WT =Peso total del pez en gramos, LT =Longitud total en centímetros, b =Parámetro de la regresión, o coeficiente de crecimiento de la regresión longitud-peso.

La relación longitud intestinal-longitud total se estableció de acuerdo con la escala propuesta por NIKOLSKY (1963) y WOOTTON (1999), la cual plantea que si $1 < LI - LT \leq 2$ el pez se clasifica como omnívoro. Para analizar las preferencias alimentarias de la especie con respecto a la talla alcanzada en el estudio, los ejemplares recolectados fueron agrupados en 5 intervalos de tallas: 6,5-8,5; 8,5-10,5; 10,5-12,5; 12,5-14,5 y 14,5-16,5 cm LT. Para establecer la importancia de cada presa en la composición de la dieta se estimó el índice de importancia relativa (IIR) de YÁÑEZ-ARANCIBIA *et al.* (1976) modificado por OLAYA-NIETO *et al.* (2003): $IIR = FO \cdot G / 100$, en donde: IIR =Índice de importancia relativa de una presa, FO =es el porcentaje de la frecuencia de ocurrencia de cada presa, G =es el porcentaje del peso de dicha presa. Esta expresión es porcentual presentando un rango de 0 a 100, donde el rango de 0 a 10% representa grupos tróficos de importancia relativa baja, de 10 a 40% grupos de importancia relativa secundaria y 40 a 100% grupos de importancia relativa alta.

Se aplicó estadística descriptiva expresando las variables como promedio \pm desviación estándar, con intervalos de confianza al 95%, y se estimaron los coeficientes de correlación (r) para la relación longitud intestinal-longitud total y el factor de condición. Se aplicó la prueba de bondad de ajustes de SHAPIRO-WILK a los valores obtenidos para la frecuencia de ocurrencia, frecuencia numérica, gravimetría e índice de importancia relativa de los ítems alimentarios para comprobar la distribución de los datos; y posteriormente se utilizó la prueba de KRUSKAL-WALLIS (K-W, 1952) con el fin de determinar significancia estadística ($p < 0.05$) de la dieta consumida (FO, FN, G e IIR) de acuerdo con el nivel del río Sinú y con la talla de la Morrúa (IIR).

3 | RESULTADOS

Se analizaron 393 estómagos de individuos recolectados mensualmente en el período comprendido entre junio 2013 a mayo 2014, cuyas tallas y pesos oscilaron entre 6,5-16,3 ($9,9 \pm 1,5$) cm LT y 4,0-76,0 ($19,1 \pm 9,4$) g de peso total, de los cuales 212 fueron hembras, 171 machos y 10 indiferenciados. La talla y peso mínimos y máximos fueron registrados en enero y julio, respectivamente. La distribución de frecuencias de tallas presenta una curva con rango entre 7,0 y 16,0 cm LT, con talla media de captura de 10,0 cm LT; mientras que la distribución de frecuencias de pesos presenta rango entre 5,0 y 75,0 g y peso promedio de 19,3 g.

El 34,4% de los estómagos estudiados se encontró vacío, destacándose diciembre 2013 (59,1%) y enero 2014 (46,2%), que corresponden al período de aguas bajas de la cuenca. El 72,9% del alimento consumido se encontró medio digerido, siendo el más alto en todos los meses de estudio, oscilando entre 46,7% en diciembre 2013 y 92,0% en marzo 2014; el 19,8% digerido, y solo el 7,3% fresco.

Se identificaron 5 ítems o grupos alimentarios en la dieta: Material vegetal, Restos de peces, Insectos, Detritos y Sedimentos (Figura 1). En la Figura 2 se observa que Material vegetal fue el más frecuente (72,1%), más abundante (42,3%) (Figura 2), y con mayor composición en peso (69,3%) (Figura 3), seguido por Restos de peces (52,7; 30,9 y 10,8%, respectivamente).

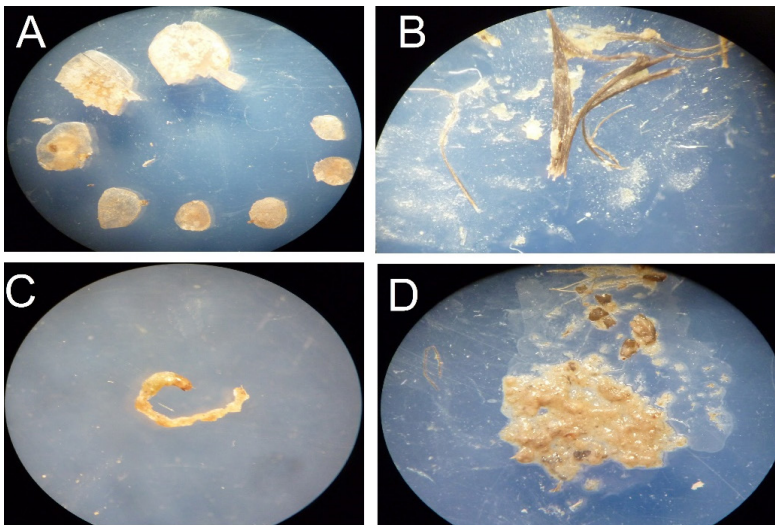


Figura 1. Grupos alimentarios encontrados en el estómago de Morrúa en la ciénaga de Betanci. Escamas (A), M. vegetal (B), Insectos (C), Detritos (D).

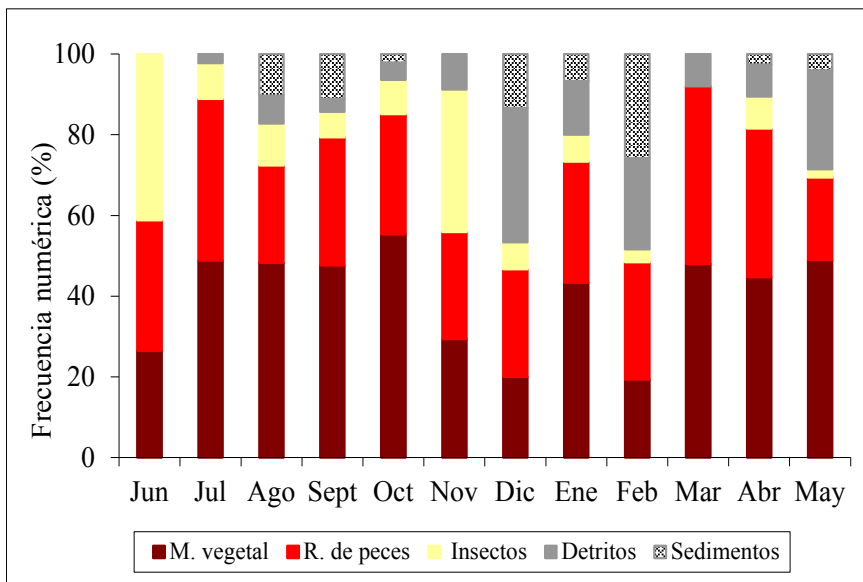


Figura 2. Frecuencia numérica mensual de ítems alimentarios en el estómago de Morrúa en la ciénaga de Betancí.

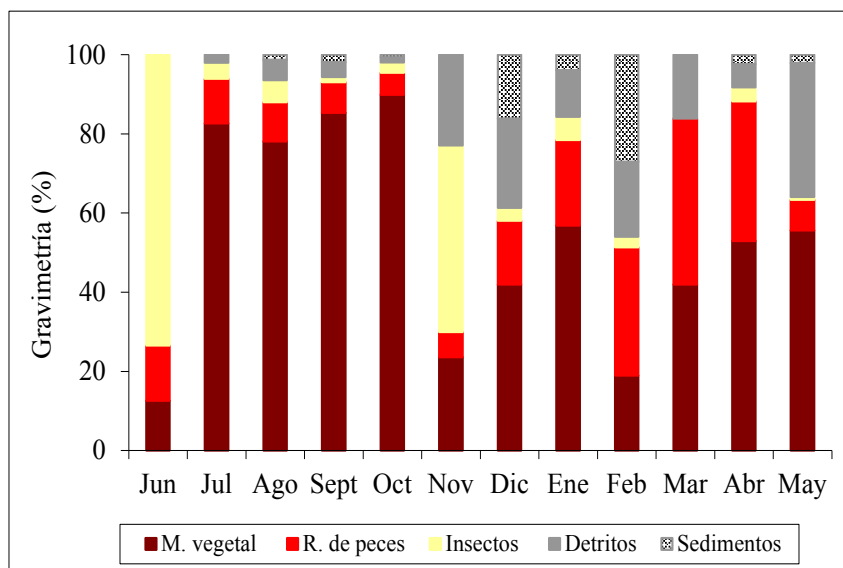


Figura 3. Composición mensual por peso de ítems alimentarios en el estómago de Morrúa en la ciénaga de Betancí.

Aunque el consumo de Material vegetal e Insectos fue inferior en aguas bajas con relación a los diferentes niveles de agua del río Sinú, no se observaron diferencias estadísticas significativas en la frecuencia de ocurrencia (K-W: 0,463, $p > 0,05$), frecuencia

numérica (K-W: 0,154, $p > 0,05$) y gravimetría (K-W: 0,440, $p > 0,05$) de los ítems alimentarios de la Morrúa entre dichos niveles. Se encontró una baja diversidad de ítems o grupos tróficos consumidos, en donde Material vegetal (14,7) y Restos de peces (10,2) son considerados primarios o principales, y el resto, terciarios (1 a 5). Al comparar la diversidad observada con el índice de equidad de PIELOU, éste sugiere que la especie es estenofágica ($J' = 0,37$).

El factor de condición (K) anual fue estimado en 0,017, el cual fluctuó entre 0,013 (diciembre) y 0,093 (junio). Por sexo, el estado de bienestar de las hembras (K = 0,020) fue mayor que el de los machos (K = 0,014), y en todos los casos (hembras, machos y sexos combinados) se confirmó la premisa de la relación inversa existente entre este parámetro y el coeficiente de crecimiento (b) de la especie en estudio.

La relación longitud intestinal-longitud total fue 1,4, que corresponde al hábito alimentario omnívoro, cuya relación lineal estimada fue $LI = 1,92 + 1,20 LT$, $r = 0,70$, $n = 389$, con alta y positiva correlación entre las dos variables analizadas. En cuanto a las preferencias alimentarias de acuerdo con la talla, se observó que las tallas menos numerosas fueron las de individuos más grandes (12,5-14,5) y (14,5-16,5) cm LT, con 16 (4,1%) y 3 (0,8%) individuos, respectivamente; por el contrario, las tallas con mayor cantidad de ejemplares fueron 8,5-10,5 y 10,5-12,5 cm LT, con 174 (44,3%) y 121 (30,8%), respectivamente. Se encontró el consumo de los 5 ítems alimentarios en tres intervalos de tallas continuos: 6.5-8.5, 8.5-10.5 y 10.5-12.5 cm LT, destacándose el Material vegetal con 30,0; 44,4 y 47,8%, mientras que Restos de peces alcanzó 40,0; 30,0 y 26,5%, respectivamente (Figura 4).

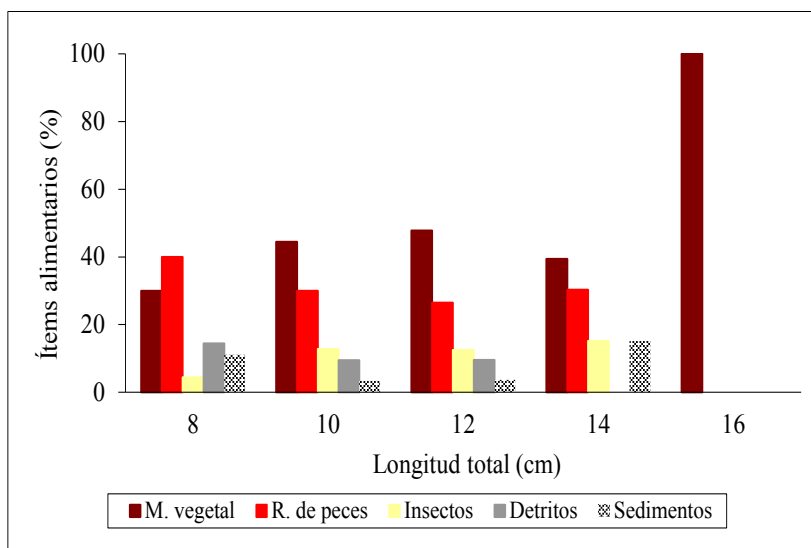


Figura 4. Preferencias alimentarias de la Morrúa asociadas a la talla en la ciénaga de Betancí.

No se encontró consumo de Detritos en la talla 12,5-14,5 cm LT y solo se observó Material vegetal en la talla 14,5-16,5 cm LT. Sin embargo, no se encontraron diferencias estadísticas significativas entre las preferencias alimentarias con respecto a la estructura de tallas de la especie en estudio, ni en ocurrencia (K-W: 4,281, $p > 0,05$), abundancia (K-W: 3,698, $p > 0,05$), ni en peso (K-W: 4,881, $p > 0,05$).

Los valores encontrados para el índice de importancia relativa sugieren que Material vegetal (IIR =50,0%) es el alimento principal o de mayor importancia para la dieta de la especie en estudio, mientras que Restos de peces (IIR =5,7%), Insectos (IIR =2,0%), Detritos (IIR =1,3%) y Sedimentos (IIR =0,2%) son ítems con baja importancia relativa. No se encontraron diferencias estadísticas significativas en este índice con relación a los diferentes niveles de agua del río Sinú (K-W: 0,566, $p > 0,05$), pero sí con la estructura de tallas (K-W: 13,909, $p < 0,05$).

4 | DISCUSIÓN

La talla media de captura estimada en este trabajo resultó mayor a las reportadas para la especie en la cuenca del lago de Maracaibo (7,2 cm LT) por TAPHORN & LILYESTROM, 1979 y en el río Andes (4,1 cm LT) por GARCÍA-MELO, 2006. Lo anterior puede ser explicado porque la pesca es una actividad muy restringida debido al dique ilegal construido en la década del 2000, el cual impide la libre circulación de personas y pescadores, además del libre flujo de agua entre el río Sinú y la ciénaga; lo que se traduce en que el esfuerzo pesquero ejercido sobre la especie en estudio es mínimo.

El coeficiente de vacuidad de esta investigación (34,4%) es alto, y mayor al reportado para el embalse de Betania (11,8%) por MANCERA-RODRÍGUEZ & CALA, 1997, y para congéneres como *G. brasiliensis* en el río Doce (15,0%) por ASSUMPÇÃO, 2005 y *G. surinamensis* en el río Tietê con 10,2% por MORETTO, 2006. También en el río Tietê, STEFANI, 2006 observó valores mayores para este coeficiente (46,9%) en *G. brasiliensis*. Los peces omnívoros regularmente tienen menores coeficientes de vacuidad, porque en ellos la frecuencia de estómagos vacíos es menor que en los carnívoros (RESENDE *et al.*, 2000) al alimentarse con mayor frecuencia debido a que consumen menor cantidad de alimento por ingesta que los carnívoros y porque, además, generalmente presentan estómagos de menor volumen (ROTTA, 2003). Sin embargo, se encuentra dentro del rango reportado para el género *Geophagus*.

La ocurrencia de los ítems o grupos alimentarios en el contenido estomacal de la Morrúa es similar a los reportados para el género *Geophagus* en Brasil por REIS (2014), NUNES *et al.* (2014) y FIGUEIREDO *et al.* (2015) en el río Tocantins y en los embalses Broa y Gurjão, respectivamente: Material vegetal, Restos de peces, Insectos, Detritos y Sedimentos; en tanto que la abundancia y peso de dichos grupos muestra diferentes participaciones. Mientras en este trabajo Material vegetal y Restos de peces fueron

los grupos alimentarios con mayor frecuencia, abundancia y peso, en el río Tocantins Crustáceos y Moluscos presentaron la mayor ocurrencia con 25.0% cada uno, y en los embalses Broa y Gurjão, Insectos (70.3%) y Detritos (63.9%) y Detritos (90.0 y 58.3%) fueron los más ocurrentes y pesados, respectivamente.

Se encontró que las hembras son más grandes y pesadas que los machos, lo cual está asociado a que su factor de condición sea 42,9% mayor. Además, el mayor estado de bienestar en aguas altas es consistente con el aporte de alimento autóctono como Material vegetal e Insectos a la ciénaga debido a la lluvia y la escorrentía tanto en aguas ascendentes como en aguas altas, lo que concuerda con WELCOMME (1985) y CARVALHO *et al.* (2007), quienes afirman que muchas especies de peces pueden ingerir recursos de fuentes autóctonas como insectos, invertebrados y restos de plantas; los cuales -según VIDOTTO-MAGNONI y CARVALHO (2009)- son una fuente importante de alimento para los peces de pequeño a mediano tamaño en ríos y embalses o reservorios, situación similar a lo que se observó en la ciénaga de Betanci.

La relación longitud intestinal-longitud total es similar a la reportada por SABINO & CASTRO (1990) quienes encontraron alta proporción entre el tubo digestivo y la longitud de *G. brasiliensis* (1,45), afirmando que es una adaptación para procesar alimentos difíciles de digerir, como el material vegetal; y por MORAES *et al.* (2004) (1,59), quienes plantean que la longitud del intestino depende directamente de las proporciones de los componentes de la dieta; lo que es consistente con las características que presenta la Morrúa.

Los resultados obtenidos en la frecuencia de ocurrencia, frecuencia numérica y gravimetría (Tabla 1), indican que Material vegetal es el ítem alimentario más consumido, lo que sumado a la información arrojada por la relación longitud intestino-longitud total y el índice de importancia relativa, sugieren que la Morrúa, que consume varios ítems de orígenes diferentes, como vegetal, animal, materia orgánica e inorgánica, es una especie omnívora con tendencia herbívora y características lepidofágicas, ítem encontrado en todos los meses del estudio y observado para el género en Brasil (ABELHA & GOULART, 2004; STEFANI, 2006; MAZZONI & COSTA, 2007; GOMIERO & BRAGA, 2008).

Dichos resultados concuerdan con lo reportado por varios autores en Brasil, en donde *G. brasiliensis* es considerada omnívora por NUNES *et al.* (2014), FIGUEIREDO *et al.* (2015) y LÓPEZ-RODRÍGUEZ *et al.* (2019) y *G. proximus* omnívora con predominancia de Vegetales por REIS, 2014. Esta información es relevante debido a la gran similitud morfológica existente entre las dos especies en Brasil; en donde también se puede incluir a la Morrúa.

Grupos alimentarios	FO (%)	FN (%)	G (%)	IIR (%)
M. vegetal	72,1	42,3	69,3	50,0
Restos de peces	52,7	30,9	10,8	5,7

Insectos	18,6	11,1	10,6	2,0
Detritos	16,7	9,8	7,5	1,3
Sedimentos	10,1	5,9	18	0,2

Tabla 1. Frecuencia de ocurrencia (FO), frecuencia numérica (FN), gravimetría (G) e índice de importancia relativa (IIR) de ítems alimentarios en el estómago de la Morrúa en la ciénaga de Betancí. Período 2013-2014.

5 | CONCLUSIONES

Los resultados alcanzados sugieren que la Morrúa es un pez de hábitos alimentarios omnívoros con tendencia herbívora y características lepidofágicas, que mantiene el consumo de los cinco ítems alimentarios al menos en las tallas más pequeñas.

AGRADECIMIENTOS

A la Universidad de Córdoba, por la financiación recibida. A los pescadores y comercializadores de pescado de la ciénaga de Betancí y de la cuenca del río Sinú por su apoyo desinteresado.

CONFLICTO DE INTERESES

Los autores declaran que no existen conflictos de intereses.

REFERENCIAS

ABELHA MCF, GOULART E. **Oportunismo trófico de *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae) no reservatório de Capivari, Estado do Paraná, Brasil.** Acta Scientiarum Biological Sciences v. 26 (1):37-45, 2004.

ARCIRIA-CORREA MF, GULFO-ÁVILA RA, SEGURA-GUEVARA FF, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ AL, TORDECILLA-PETRO G, OLAYA-NIETO CW. **Reproducción de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Eigenmann & Hildebrand, 1922) en la ciénaga de Betancí, Colombia.** Memorias XIV Congreso Colombiano de Ictiología y Quinto Encuentro de Ictiólogos Suramericanos. Dahlia (Rev Asoc Colomb Ictiol) Edición especial v.13:166, 2017.

ASSUMPÇÃO AM de. **Interações tróficas de representantes da ictiofauna introduzida e nativa, na fase jovem, em lagos do Vale do rio Doce-MG.** Dissertação de mestrado. Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo. São Carlos. 104p, 2005.

CARVALHO LN, ZUANON JE, SAZIMA I. **Natural history of Amazon fishes.** In: Del Claro K, Oliveira PS, Rico-Gray V, Ramirez A, Barbosa AAA, Bonet A, *et al.* (Eds.). Encyclopedia of Life Support Systems (EOLSS). Oxford: Eolss Publishers. 1-32, 2007.

CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA. **Diagnóstico integral de la ciénaga de Betancí.** Informe final presentado a la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS). Montería. 147p, 1998.

DAHL G. **Los peces del norte de Colombia**. Bogotá: Inderena. 391p, 1971.

EIGENMANN CH. **The fishes of western South America, Part I. The fresh-water fishes of northwestern South America, including Colombia, Panama, and the Pacific slopes of Ecuador and Peru, together with an appendix upon the fishes of the rio Meta in Colombia**. Memoirs of the Carnegie Museum v. 9:1-346, 1922.

FIGUEIREDO BRS, ARAUJO GJM, DA SILVA MJ, AND MEDEIROS ESF. **Implications of low food availability on resource partitioning among three species of Cichlidae (Pisces: Perciformes) in a Brazilian semi-arid reservoir**. Acta Limnol Bras v. 27 (1):93-104, 2015.

GALVIS G, MOJICA JI, CAMARGO M. **Peces del Catatumbo**. Bogotá: Asociación Cravo Norte. 118p, 1997.

GARCÍA-MELO LJ. **Algunos aspectos sobre la historia de vida de *Geophagus steindachneri* (Teleostei: Cichlidae)**. Asociación Colombiana de Limnología-Neolimnos 1:149-163, 2006.

GOMIERO LM, BRAGA FMS. **Feeding habits of the ichthyofauna in a protected area in the state of São Paulo, southeastern Brazil**. Biota Neotrop v. 8:41-47, 2008.

GULFO RA, ARCIRIA MF. **Biología reproductiva de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Eigenmann & Hildebrand, 1922) en la ciénaga de Betancí, Colombia**. Trabajo de pregrado. Montería: Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba. 37p, 2015.

IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. **Estudio general de suelos y zonificación de tierras: departamento de Córdoba, escala 1:100.000**. Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. 501p, 2009.

KRUSKAL WH, WALLIS WA. **Use of ranks in one-criterion variance analysis**. J Am Stat Assoc v. 47:583-621, 1952.

KULLANDER SO. **Family Cichlidae**. In Reis RE, Kullander SO, Ferraris Jr. CJ. (eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 605-654, 2003.

LAEVASTU T. **Manual de métodos de biología pesquera**. Zaragoza: Editorial Acribia. 243p, 1980.

LÓPEZ-RODRÍGUEZ A, SILVA I, DE ÁVILA-SIMAS S, STEBNIKI S, BASTIAN R, MASSARO MV *et al.* **Diets and trophic structure of fish assemblages in a large and unexplored subtropical river: The Uruguay River**. Water v. 11 (7):1374:1-26, 2019.

LUGO RL. **Determinación de hábitos, madurez sexual y desove en tres especies ícticas de la cuenca del río Tomo (Vichada) y consideraciones para el mantenimiento de los padrotes**. Villavicencio: Universidad Tecnológica de los Llanos Orientales–IIOC N° 2, 127p, 1989.

MANCERA-RODRÍGUEZ NJ, CALA P. **Aspectos bioecológicos de la comunidad íctica asociada a un cultivo de Tilapia roja en jaulas flotantes en el embalse de Betania, Colombia**. Dahlia v. 2:31-53, 1997.

MARRERO C. **Métodos para quantificar contenidos estomacales en peces**. Guanare: Museo de Zoología, Programa de Recursos Naturales Renovables, Vicerrectorado de Producción Agrícola, Universidad Nacional Experimental de los Llanos Ezequiel Zamora-Unellez. 36p, 1994.

MAZZONI R, COSTA LDS. **Feeding ecology of stream-dwelling fishes from a coastal stream in the southeast of Brazil**. Braz arch biol technol v. 50:627-635, 2007.

MORAES MFPG, BARBOLA IF, DUBOC LF. **Feeding habits and morphometry of digestive tracts of *Geophagus brasiliensis* (Osteichthyes, Cichlidae), in a lagoon of high Tibagi river, Paraná state, Brazil**. Publ UEPG Ci Biol Saúde v. 10 (1):37-45, 2004.

MORETTO EM. **A comunidade de peixes dos reservatórios dos trechos médio e baixo do rio Tietê, com ênfase nas espécies introduzidas *Plagioscion squamosissimus* e *Geophagus surinamensis***. Tese de doutorado. Programa de Pós-graduação em Ecologia e Recursos Naturais, Centro de Ciências Biológicas e da Saúde. São Carlos: Universidade Federal de São Carlos. 142p, 2006.

NIKOLSKY GV. **The ecology of fishes**. London: Academic Press. 352p, 1963.

NUNES MV, ROCHA O, VERANI JR. **Trophic interactions between the fish *Geophagus brasiliensis* (Cichlidae) and the benthic macroinvertebrate community**. Stud Neotrop Fauna Environ v. 49 (1):11-17, 2014.

OLAYA-NIETO CW, TOBÍAS-ARIAS AJ, SEGURA-GUEVARA F, BRÚ-CORDERO SB, TORDECILLA-PETRO G. **Modificación del índice de importancia relativa (IIR) de Yáñez-Arancibia, Curiel-Gómez & Leyton (1976)**. Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP. Departamento de Acuicultura, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Lorica: Universidad de Córdoba. 2003.

PIELOU EC. **An introduction to mathematical ecology**. New York: Wiley-Interscience John Wiley & Sons. 286p, 1969.

RANGEL-SERPA F, MAURICIO TORRES M. **Reproductive seasonality of *Geophagus steindachneri* Eigenmann & Hildebrand, 1922 (Perciformes: Cichlidae) in a tropical mountain river**. Neotropical Ichthyology v. 13 (2):421-430, 2015.

REIS LRG. **Dieta de duas espécies de peixes da família Cichlidae (Actinopterygii-Perciformes) na região do aproveitamento elétrico de estreito: rio Tocantins, Ma**. Tese de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Zoologia. Feira de Santana: Universidade Estadual de Feira de Santana. 40p, 2014.

RESENDE EK DE, PEREIRA RAC, ALMEIDA VLL DE, SILVA AG DA. **Peixes onívoros da planície inundável do rio Miranda, Pantanal, Mato Grosso do Sul, Brasil**. Embrapa Pantanal. Corumbá. Boletim de Pesquisa v.16:1-44, 2000.

ROTTA MA. **Aspectos gerais da fisiologia e estrutura do sistema digestivo dos peixes relacionados à piscicultura**. Embrapa Pantanal. Corumbá. Documentos v. 53:1-48, 2003.

SABINO J, CORREA-CASTRO RM. **Alimentação, período de atividade e distribuição espacial dos peixes de um riacho da Floresta Atlântica (sudeste do Brasil)**. Rev Bras Biol v. 50:23-36, 1990.

SHANNON CE, WEAVER W. **The mathematical theory of communication**. Urbana: University Illinois Press. 117p, 1949.

SHAPIRO SS, WILK MB. **An analysis of variance test for normality (complete samples)**. *Biometrika* v. 52 (3-4):591-611, 1965.

SILVA M, STUARDO J. **Alimentación y relaciones tróficas generales entre algunos peces demersales y el bentos de Bahía Coliumo (Provincia de Concepción, Chile)**. *Gayana Zool* v. 49 (3-4):77-102, 1985.

STEFANI PM. **Ecología trófica de espécies alóctones (*Cichla cf. ocellaris* e *Plagioscion squamosissimus*) e nativa (*Geophagus brasiliensis*) nos reservatórios do rio Tietê**. Tese de mestrado. Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental, Departamento de Hidráulica e Saneamento, Escola de Engenharia de São Carlos. São Carlos: Universidade de São Paulo. 104p, 2006.

TAPHORN DC, LILYESTROM C. **Ocurrence of *Geophagus steindachneri* in the Maracaibo basin, Venezuela**. *Bull Buntharsche* v. 59: 5-9, 1979.

VIDOTTO-MAGNONI AP, CARVALHO ED. **Aquatic insects as the main food resource of fish the community in a Neotropical reservoir**. *Neotropical Ichthyology* v. 7(4):701-708, 2009.

WEATHERLEY A. **Growth and ecology of fish populations**. London: Academic Press. 293p, 1972.

WELCOMME RL. **River fisheries**. Rome: FAO Fish Tech Pap 262:1-330, 1985.

WINDELL JT. **Food analysis and rate of digestion**. In: Ricker WE. (ed.). *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 2nd edition. Oxford: Blackwell Scientific Publications 215-226, 1971.

WINDELL JT, BOWEN SH. **Methods for study of fish diets based on analysis of stomach contents**. In: Bagenal T. (ed.). *Methods for assessment of fish production in fresh waters*. 3rd edition. Oxford: Blackwell Scientific Publications 219-226, 1978.

WOOTTON RJ. **Ecology of teleost fish**. London: Chapman & Hall. 386p, 1999.

YÁÑEZ-ARANCIBIA A, CURIEL-GÓMEZ J, LEYTON V. **Prospección biológica y ecología del bagre marino *Galeichthys caeruleascens* (Günther) en el sistema lagunar costero de Guerrero, México (Pisces: Ariidae)**. *An Centro Cienc del Mar y Limnol Univ Nal Autón México* v. 3 (1):125-180, 1976.

ZAPATA C. **Análisis físico y químico e índice de la calidad del agua (ICA) de la ciénaga de Betancí (Montería-Córdoba)**. Informe final de pasantía para optar el título de biólogo. Montería: Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba. 88p, 2014.

CAPÍTULO 5

EFFECTOS DE LA HIDROELÉCTRICA URRÁ SOBRE EL CRECIMIENTO Y CONDICIÓN DEL BLANQUILLO *Sorubim cuspicaudus* EN EL RÍO SINÚ

Data de aceite: 01/11/2020

Data de submissão: 06/10/2020

Sonia E. Sánchez-Banda

Institución Educativa La Draga, Alcaldía Municipal de Ciénaga de Oro
Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba

Ángel L. Martínez-González

Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba
<https://orcid.org/0000-0001-9224-1976>

Fredys Fernando Segura-Guevara

Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba
[https:// orcid.org/0000-0002-9129-984X](https://orcid.org/0000-0002-9129-984X)

Glenys Tordecilla-Petro

Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba
Institución Educativa Lácidés C. Bersal, Alcaldía Municipal de Lorica
<https://orcid.org/0000-0002-7618-8615>

Delio César Solano-Peña

Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba
Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP
<http://orcid.org/0000-0001-6280-4715>

William Andrés Pérez-Doria

SEPEC
<https://orcid.org/0000-0001-8150-1197>

Charles W. Olaya-Nieto

Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba
<http://orcid.org/0000-0002-9045-641X>

RESUMEN: Objetivo. Se evaluaron los parámetros básicos de crecimiento del Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* (LITTMANN, BURR & NASS, 2000) durante varios ciclos anuales en la cuenca del río Sinú, antes, durante y después de la puesta en marcha de la Hidroeléctrica Urrá. **Materiales y Métodos.** Se recolectaron 7951 ejemplares entre marzo 1998 y diciembre 2006. La relación longitud-peso y el factor de condición se estimaron con $WT = a LT^b$ y $k = WT/LT^b$, respectivamente. **Resultados.** Las tallas oscilaron entre 18.3-94.2 (50.4 \pm 10.4) cm de longitud total (LT) y los pesos totales entre 34.0-4720 (757.3 \pm 594.0) gramos (g) y la relación longitud-peso estimada fue $WT = 0.001 (\pm 0.03) LT^{3.32 (\pm 0.02)}$, $r = 0.97$, $n = 7951$. El coeficiente de

crecimiento osciló entre 2.97 (1999) y 3.49 (2006), con diferencias estadísticas significativas, y el factor de condición fluctuó entre 0.001 (2001, 2002, 2003 y 2006) y 0.005 (1999), también con diferencias estadísticas significativas; indicando que el estado de bienestar de la especie ha venido disminuyendo paulatinamente desde el llenado del embalse (año 1999) y después de la puesta en marcha de la Hidroeléctrica Urrá (año 2000). **Conclusiones.** Los resultados alcanzados sugieren que el Blanquillo no se ha adaptado a las nuevas condiciones hidrológicas del río Sinú.

PALABRAS CLAVES: Relación longitud-peso, Factor de condición, Dinámica hídrica, Estado de bienestar, Dinámica poblacional.

EFFECTS OF URRÁ HYDROELECTRIC ON THE GROWTH AND CONDITION OF TRANS-ANDEAN SHOVELNOSE CATFISH *Sorubim cuspicaudus* IN THE SINÚ RIVER

ABSTRACT: Objective. The growth basic parameters of Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* (LITTMANN, BURR & NASS, 2000) for several annual cycles in the Sinu River, before, during and after the implementation of the Urrá Hydroelectric were evaluated. **Materials and methods.** 7951 specimens were collected between March 1998 and December 2006. The length-weight relationship and the condition factor for both sexes were estimated with the equation $TW = a TL^b$ and $k = TW/TL^b$, respectively. **Results.** The sizes ranged between 18.3 and 94.2 (50.4 \pm 10.4) cm in total length (TL) and the total weight (TW) between 34.0 and 4720.0 (757.3 \pm 594.0) gram (g), and the equation estimate was: $TW = 0.001 (\pm 0.03) TL^{3.32 (\pm 0.02)}$, $r = 0.97$, $n = 7951$. The growth coefficient ranged from 2.97 (1999 year) and 3.49 (2006 year), with significant statistical differences, and the condition factor ranged from 0.005 (1999 year) and 0.001 (2001, 2002, 2003 and 2006 years), with significant statistical differences too; indicating that the welfare state of the species has been declining since the filling of reservoir (year 1999) and after the implementation of the Urrá Hydroelectric (2000 year). **Conclusions.** The results achieved suggest that Blanquillo has not adapted to the new hydrological conditions of the Sinú River.

KEYWORDS: Length-weight relationship, Condition factor, Water dynamics, Welfare state, Population dynamic.

1 | INTRODUCCIÓN

Luego del llenado del embalse de Urrá, lo que se considera un nuevo ecosistema, la Hidroeléctrica Urrá comenzó a generar energía eléctrica en febrero del año 2000. Tales condiciones trajeron consigo alteraciones en la calidad del agua aguas abajo del embalse, así como la regulación de los caudales del río Sinú, afectando la dinámica poblacional de los peces reofilicos, situación que también fue reportada por OLAYA-NIETO et al. (2008).

Similar al Bocachico *Prochilodus magdalena*, el Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* (LITTMANN, BURR & NASS, 2000) es uno de los peces reofilicos que realiza migraciones anuales en las cuencas de los ríos Sinú, San Jorge, Cauca y Magdalena, características que lo hacen susceptible a la explotación pesquera, tanto al remontar las aguas altas como

al desplazarse a las áreas de alimentación, lo que lo ha convertido en una de las especies relevantes y con importancia comercial en la pesquería de cada cuenca y -a la vez- ha generado un serio problema de sobrepesca para la especie (OLAYA-NIETO et al., 2016).

Lo anterior, sumado al desorden que se presenta en su pesquería, como la captura de individuos con tallas menores a la talla de madurez sexual y a la talla mínima de captura establecida, la presión pesquera ejercida, la pesca en épocas de veda, la utilización de artes y métodos de pesca ilegales, el cambio de la dinámica hidrológica del río Sinú, entre otros, son algunos de los factores que ponen en peligro la estabilidad de la población y de la especie en estudio en toda la cuenca del Sinú (SEGURA, 2017), con el agravante de que la interrupción de la migración de los peces a las áreas de dispersión, maduración y desove aguas arriba del embalse ha afectado su actividad reproductiva, reclutamiento y dinámica poblacional (OLAYA-NIETO et al., 2016).

Aunque su pesquería en la cuenca del río Sinú y en el Bajo Sinú alcanzó 429.4 y 271.7 toneladas, respectivamente, entre marzo/1997 y febrero/2002, constituyéndose en una de las especies que aportó mayores ingresos a la economía pesquera artesanal (VALDERRAMA et al., 2006), actualmente la especie se encuentra reportada en el Libro rojo de los peces dulceacuícolas de Colombia en la categoría Vulnerable (BUIRAGO-SUÁREZ & MOJICA, 2012).

El objetivo de este trabajo fue evaluar los efectos de la Hidroeléctrica Urrá sobre el crecimiento y condición de Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* en el río Sinú, Colombia, como contribución al estado del conocimiento de la especie, a su conservación en el medio natural y al ordenamiento de su pesquería en la cuenca del Sinú.

2 | MATERIALES Y MÉTODOS

2.1 Localización y descripción del área de estudio

Esta investigación se llevó a cabo entre marzo 1998 y diciembre 2006 en el Bajo río Sinú, tramo del río que hace parte de la subregión Bajo Sinú Cienaguero (Cotorra, Chimá, Momil, Purísima y Lorica), que se extiende en un área de 1752 km², y está clasificada como Bosque Seco Tropical y en donde se identifican varios complejos lagunares: la ciénaga Grande de Lorica, las ciénagas de la margen izquierda y otras de menor tamaño. En general, la región del Bajo Sinú tiene condiciones isotermas, siendo la temperatura promedio de 27 °C, incluyendo desde el área de estudio hasta la zona costanera del mar Caribe. La pluviosidad presenta valores medios anuales de 1.200 mm/año, con régimen bimodal de precipitaciones y períodos lluviosos en abril-mayo y septiembre-noviembre. El principal período seco se prolonga desde diciembre a marzo, con uno de menor proporción en julio-agosto (IGAC, 2009).

2.2 Obtención de las muestras

Se siguió a LITTMANN, BURR & NASS (2000) para la identificación taxonómica de la especie, recolectándose información básica de 7981 individuos no sexados provenientes de las capturas comerciales realizadas por los pescadores artesanales del área de estudio y desembarcadas en el puerto pesquero de Lórica. Las mediciones realizadas fueron longitud total (LT) al milímetro más cercano con un ictiómetro graduado en mm (IK2, Aquatic Biotechnology, España) y el peso total (WT) al gramo más cercano con balanza eléctrica de 5000 ±1 g (CS 5000, Ohaus Corporation, USA) y balanza eléctrica de 44 kg ±10 g de capacidad (WH-A07, Guangzhou Weiheng Electronics Co. Ltda., China), de acuerdo con el peso del ejemplar.

2.3 Talla media de captura

La composición de la captura por tallas fue usada para calcular la talla media de captura (TMC) anual (1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003 y 2006) e interanual (1998-2006), agrupando los datos mensualmente en intervalos de cinco centímetros y aplicando la metodología propuesta por SPARRE & VENEMA (1997).

2.4 Relación longitud-peso

Se estimó la relación longitud-peso anual e interanual, la cual es una regresión potencial que relaciona una medida lineal (talla) con una de volumen (peso) con la ecuación: $WT = a LT^b$ (FROESE, 2006), en donde WT es el peso total del pez en gramos, a es un parámetro de la regresión equivalente al factor de condición (k), LT es la longitud total medida en cm y b es el coeficiente de crecimiento de la regresión.

2.5 Factor de condición

Se estimó mensual, anual e interanualmente, para cada año y el período de estudio, con la ecuación $k = WT/LT^3$ (BAGENAL & TESCH, 1978).

Los valores obtenidos se expresan como promedio (± desviación estándar), con intervalos de confianza al 95%. Se realizó la prueba de normalidad a la distribución de frecuencia de tallas (SPARRE & VENEMA, 1997), se estimaron los coeficientes de correlación (r) y de determinación (r²) para la relación longitud-peso, el coeficiente de variación mensual y anual para la longitud total y peso total, y se aplicó la prueba t de Student al coeficiente de crecimiento (b) de la relación longitud-peso para establecer si era isométrico o no. Se aplicó la técnica del análisis de varianza de una vía a los coeficientes de crecimiento y a los factores de condición de cada relación longitud-peso estimada. Cuando se encontraron diferencias estadísticas significativas se aplicó el test de comparaciones múltiples de TUKEY-KRAMER (1949). Para evaluar los efectos del funcionamiento de la Hidroeléctrica Urrá sobre de la población de Blanquillo en el río Sinú se analizó la variación temporal del comportamiento hidrológico del río con relación al factor de condición de la especie.

3 I RESULTADOS

El crecimiento en longitud alcanzado por la especie durante los años 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2006 y el período en estudio (1998-2006) se presenta en la Tabla 1. Las tallas mínima y máxima fueron registradas en el año 2000 (febrero) y el año 1998 (mayo), respectivamente, con coeficientes de variación menores del 30% en todos los años evaluados, por lo que se infiere que las tallas son homogéneas. Para el período 1998-2006, la longitud total osciló entre 18.3 y 94.2 (50.4 ± 10.4) cm, con intervalo de confianza al 95% de 0.23 cm, coeficiente de variación de 20.6%, n =7951, con distribución de frecuencias normalmente distribuida y talla media de captura de 50.4 cm LT (Figura 1).

Año	Mínima (cm)	Máxima (cm)	Promedio	DS	IC	CV	TMC	n
1998	24.5	94.2	43.7	12.5	0.27	28.5	43.6	570
1999	26.6	86.9	46.3	7.7	0.17	16.7	46.2	1107
2000	18.3	86.8	50.3	9.8	0.21	19.4	50.4	1408
2001	26.0	92.3	54.2	10.2	0.22	18.8	54.3	1350
2002	22.5	86.5	55.6	10.6	0.23	19.0	55.7	1418
2003	25.0	84.4	48.1	8.6	0.19	17.8	48.2	1366
2006	25.2	84.0	48.8	8.8	0.19	18.1	48.9	732
1998-2006	18.3	94.2	50.4	10.4	0.23	20.6	50.4	7951

Tabla 1. Información básica de tallas de Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* en el río Sinú en el período 1998-2006. DS es la desviación estándar, IC es el intervalo de confianza, CV es el coeficiente de variación, TMC es la talla media de captura y n es el número de individuos.

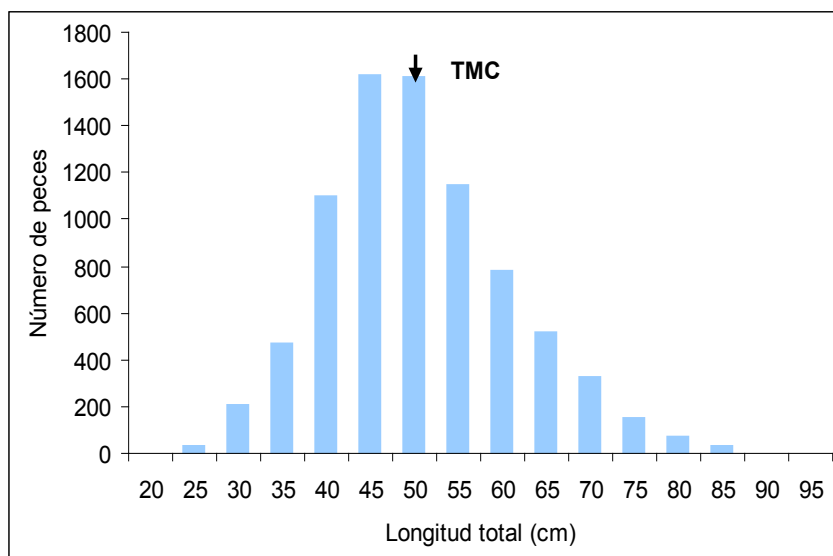


Figura 1. Distribución de frecuencias de tallas de Blanquillo en el Bajo río Sinú. Período 1998-2006.

El crecimiento en peso durante cada año y período de estudio se presenta en la Tabla 2, observándose que los pesos mínimo y máximo fueron recolectados en el año 2002 (agosto) y el año 2003 (noviembre), respectivamente, y que los coeficientes de variación son mayores del 30% en todos los años evaluados, lo que sugiere que los pesos no son homogéneos ($CV > 30.0\%$). El peso de los individuos osciló entre 34.0 y 4720.0 g (757.3 ± 594.0) g, con intervalos de confianza (IC) al 95% de 13.1 g y coeficiente de variación (CV) de 78.4%, peso medio de captura (PMC) de 755.3 g (Figura 2) y $n=7951$ para el período 1998-2006. El coeficiente de variación fluctuó entre 120.6, 60.7, 70.6, 69.3, 67.4, 74.9 y 80.0% para los años 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003 y 2006, respectivamente (Tabla 2).

Año	Mínimo (g)	Máximo (g)	Promedio	DS	IC	CV	PMC	n
1998	50.0	4420.0	568.8	686.1	15.1	120.6	581.1	570
1999	80.0	4525.0	523.9	318.2	7.0	60.7	524.8	1107
2000	60.0	3900.0	737.7	520.9	11.4	70.6	741.5	1408
2001	98.0	4700.0	919.5	636.8	14.0	69.3	916.6	1350
2002	34.0	4460.0	1053.1	709.8	15.6	67.4	1050.2	1418
2003	74.0	4720.0	614.1	459.7	10.1	74.9	604.1	1366
2006	72.0	4212.0	689.3	551.2	12.1	80.0	679.5	732
1998-2006	34.0	4720.0	757.3	594.0	13.1	78.4	755.3	7951

Tabla 2. Información básica de pesos de Blanquillo en el río Sinú en el período 1998-2006. DS es la desviación estándar, IC es el intervalo de confianza, CV es el coeficiente de variación, PMC es el peso medio de captura y n es el número de individuos.

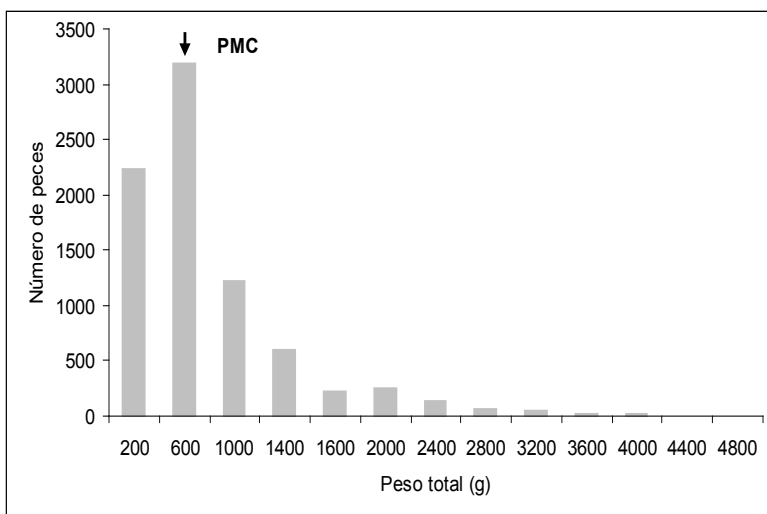


Figura 2. Distribución de frecuencias de pesos de Blanquillo en el Bajo río Sinú. Período 1998-2006.

Los parámetros de crecimiento de la relación longitud-peso se estimaron a partir de la información mensual de longitud y peso total, la cual se presenta en la Tabla 3. El coeficiente de crecimiento b fluctuó entre 2.97 en 1999 y 3.49 en 2006, con valor interanual de 3.33. El test de student ($p < 0.05$) confirmó que todos los coeficientes de crecimiento fueron alométricos positivos ($b > 3.0$), excepto para el año 1999 en donde fue isométrico, lo que sugiere que los incrementos en pesos son más rápidos que los incrementos en tallas, exceptuando el año 1999 en donde el crecimiento en peso fue proporcional al crecimiento en talla. Aplicando el análisis de varianza se encontraron diferencias estadísticas significativas entre los siete años de estudio ($F = 8.080$; $p < 0.0001$; $gl = 81$). El test de TUKEY-KRAMER mostró que las diferencias se presentaron en el 47.6% de las combinaciones evaluadas.

El factor de condición mostró valores de 0.001 (1998, 2001, 2003) y 0.005 (1999), tal y como se presenta en la Tabla 3, con diferencias estadísticas significativas ($F = 2.223$; $p < 0.05$; $gl = 81$). Cabe anotar que se confirmó la premisa de la relación inversa existente entre el coeficiente de crecimiento y el factor de condición.

WT = a LT ^b	n	Longitud total (cm)			Peso total (g)			Relación longitud-peso			
		Rango	Prom.	D.S.	Rango	Prom.	D.S.	b ± I.C.	a ± I.C.	r	r ²
1998	570	24.5-94.2	43.7	12.5	50.0-4420.0	568.8	686.1	3.31 ± 0.08	0.001 ± 0.13	0.96	0.92
1999	1107	26.6-86.9	46.3	7.7	80.0-4524.0	523.9	318.2	2.97 ± 0.06	0.005 ± 0.11	0.94	0.88
2000	1408	18.3-86.8	50.3	9.8	60.0-3900.0	737.7	520.9	3.28 ± 0.04	0.002 ± 0.07	0.97	0.94
2001	1350	26.0-92.3	54.2	10.2	98.0-4700.0	919.5	636.8	3.37 ± 0.03	0.001 ± 0.06	0.98	0.96
2002	1418	22.5-86.5	55.6	10.6	34.0-4460.0	1053.1	709.8	3.47 ± 0.03	0.0008 ± 0.06	0.98	0.96
2003	1366	25.0-84.4	48.1	8.6	74.0-4720.0	614.1	454.7	3.34 ± 0.04	0.001 ± 0.06	0.98	0.96
2006	732	25.2-84.0	48.8	8.8	72.0-4212.0	689.3	551.2	3.49 ± 0.06	0.0008 ± 0.09	0.98	0.95
1998-2006	7951	18.3-94.2	50.4	10.4	34.0-4720.0	757.3	594.0	3.33 ± 0.02	0.001 ± 0.03	0.97	0.95

Tabla 3. Información básica de talla, peso y parámetros de crecimiento de la relación longitud total-peso total de Blanquillo en el río Sinú. Período 1998-2006.

A partir de las estimaciones del coeficiente de crecimiento y el factor de condición se conformaron las relaciones longitud total-peso total para el período de estudio y para cada año, en donde todos los coeficientes de correlación fueron altos y estadísticamente significativos ($p < 0.05$) como consecuencia de la asociación entre las variables estudiadas, y se construyó la curva para el período 1998-2006 (Figura 3).

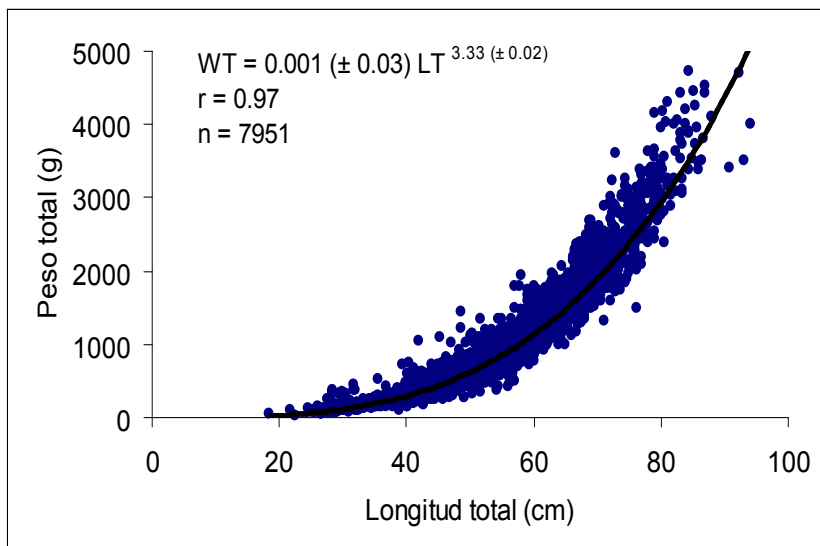


Figura 3. Relación longitud total-peso total de Blanquillo en el Bajo río Sinú. Período 1998-2006.

La regresión longitud total-peso total estimada para el período fue:

$$WT = 0.001 (\pm 0.03) LT^{3.33 (\pm 0.02)}, r = 0.97, n = 7951$$

Como era de esperarse, los niveles de agua del río Sinú han fluctuado mes a mes y año a año, durante el período estudiado, así como el factor de condición. En la Figura 4 se observan los niveles alcanzados mensualmente por el río Sinú entre 1998-2006, en donde el nivel mínimo del río se encontró en febrero (2.84 m) y el máximo en agosto (4.84 m). El factor de condición osciló entre 0.0012 (enero) y 0.0407 (abril). El mes de febrero corresponde a aguas bajas y el de agosto a aguas altas, lógicamente.

Se observó correlación directa y positiva entre el factor de condición y el ciclo hidrológico del río Sinú en el período de aguas ascendentes (marzo, abril y mayo), puesto que a medida que aumentaba el nivel de las aguas también aumentaba el factor de condición. En aguas descendentes (septiembre, octubre y noviembre) se encontró correlación negativa, porque con el descenso del nivel del agua también se presentó la disminución del índice corporal de la especie en estudio.

4 | DISCUSIÓN

En estudios realizados, y según varios autores, la talla media de captura de la especie en la cuenca del Sinú ha oscilado entre 44.0 cm LS (52.7 cm LT, 45.6 cm LS (54.4 cm LT) (VALDERRAMA et al., 2006) y 55.7 cm LT (46.6 cm LS) (OLAYA-NIETO et al., 2012), en donde todas son mayores que las estimadas en este trabajo (50.4 cm LT), lo que sugiere

diferencias entre las capturas realizadas en toda la cuenca del río Sinú con las realizadas solo en el Bajo Sinú. Lo anterior puede estar relacionado con la ubicación geográfica de las áreas estudiadas, la selectividad del arte de pesca utilizado en los diferentes estudios, la presión pesquera ejercida sobre el recurso, el número de individuos recolectados, el estado de bienestar de la especie y las condiciones ambientales que presenta la cuenca tanto aguas arriba como aguas abajo de la presa en el año de recolección de la información.

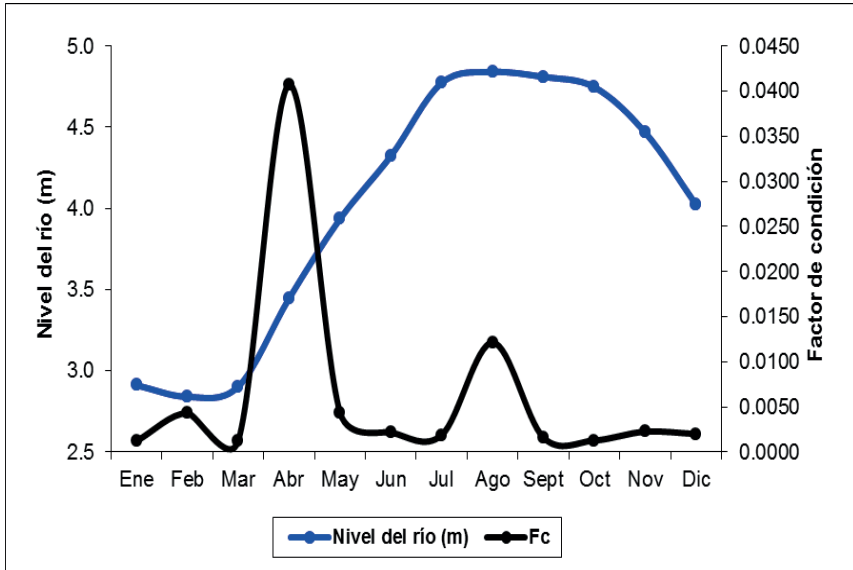


Figura 4. Régimen hidrológico del río Sinú vs Factor de condición de Blanquillo. Período 1998-2006.

Teniendo en cuenta la talla mínima de captura permitida o reglamentada para la especie en la cuenca, la cual es de 45.0 cm LS (= 55.0 cm LT), casi todas son menores a ella, tanto en toda la cuenca del Sinú como en el Bajo Sinú, excepto las del año 2001 para la cuenca y la del año 2002 para el Bajo Sinú. La situación es tan crítica que el 70.3% (n =5587) de los individuos fue capturado por debajo de la citada talla mínima de captura permitida, y el 48.8% de la captura (n =3880) corresponde a individuos muy jóvenes con menos de dos años de edad (n =39.8 cm LS, 49.0 cm LT). Lo anterior sugiere un problema de sobrepesca al crecimiento de la especie puesto que en la pesquería se están capturando individuos muy jóvenes con apenas dos o dos y medio años de edad.

Aunque el coeficiente de crecimiento (b) varía entre especies y entre poblaciones de la misma especie (BAGENAL & TESCH, 1978), valores de b menores a 2.5 o mayores a 3.5 pueden deberse a estimaciones realizadas a partir de tallas muy pequeñas o estimaciones erradas (RICKER, 1975). OLAYA-NIETO et al. (2008) afirman que b es mayor que 3.5

o 4.0 cuando se trabaja con tallas de peces en avanzado estado de madurez sexual, especialmente hembras, como los meros, los pargos y los peces reofílicos, los cuales realizan agregaciones para desovar.

El coeficiente de crecimiento de la relación longitud total-peso total estimado en este trabajo (3.33) se encuentra dentro del rango 2.77-3.641, cuyo promedio \pm intervalo de confianza al 95% es de 3.15 ± 0.19 , de acuerdo con los reportes de ARCE, 2008; PÉREZ, 2010, GIARRIZZO et al., 2011, 2015; SILVA-ACUÑA & BARRIOS, 2012; HERNÁNDEZ-SERNA et al., 2014, LLAMAZARES et al., 2014; SANT'ANNA et al., 2014; ZULUAGA-GÓMEZ et al., 2014 para diferentes especies de la familia Pimelodidae en América del Sur (Tabla 4).

Por el contrario, el factor de condición, que indica el estado de bienestar de la especie ha venido disminuyendo paulatinamente desde el llenado del embalse (año 1999) y después de la puesta en marcha de la Hidroeléctrica Urrá (año 2000), lo que sugiere que el crecimiento en talla y peso del Blanquillo no se ha adaptado a las nuevas condiciones hidrológicas del río Sinú. El factor de condición (k) es un parámetro biológico importante, que indica la idoneidad de un cuerpo de agua específico para el crecimiento de un pez y es un índice del tamaño promedio de la especie (ALAM et al., 2014). Los valores de este parámetro dependen de muchos factores, de las características fisiológicas de los peces, especialmente la madurez, el desove, el ciclo de vida, los factores ambientales y la disponibilidad de alimentos en el cuerpo de agua en donde habiten (UJJANIA et al., 2012).

Especie	Medición (cm)	a	b	R	n	Fuente
<i>Pseuplatystoma magdaleniatum</i> -SC	LS	0.0006	3.641	0.69	85	Arce, 2008
<i>Pseudoplatystoma metaense</i> -SC	LT	0.010	3.04	0.96	562	Pérez, 2010
<i>Sorubim lima</i> -SC	LT	0.0034	2.95	0.98	96	Giarrizzo et al., 2011
<i>Pseuplatystoma tigrinum</i> -H	LT	0.0023	3.2881	0.99	259	Silva-Acuña & Barrios, 2012
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i> -SC	LT	0.001	3.448	0.99	24	Hernández-Serna et al., 2014
<i>Sorubim cuspicaudus</i> -SC	LT	0.004	3.131	0.99	28	Hernández-Serna et al., 2014
<i>Pseuplatystoma corruscans</i> -H	LT	0.0062	3.17	0.99	246	Llamazares et al., 2014
<i>Pinirampus pirinampu</i> -SC	LT	0.0271	2.81	-	483	Sant'Anna et al., 2014
<i>Pseudoplatystoma magdaleniatum</i> -SC	LT	0.0070	3.03	0.97	45	Zuluaga-Gómez et al., 2014
<i>Sorubim cuspicaudus</i> -SC	LT	0.0022	3.32	0.98	56	Zuluaga-Gómez et al., 2014
<i>Phractocephalus hemiliopterus</i> -SC	LT	0.0125	3.04	0.99	115	Giarrizzo et al., 2015
<i>Pinirampus pirinampu</i> -SC	LT	0.002	3.35	0.99	47	Giarrizzo et al., 2015
<i>Pseudoplatystoma punctifer</i> -SC	LT	0.0202	2.77	0.99	39	Giarrizzo et al., 2015
<i>Sorubim cuspicaudus</i> -SC	LT	0.001	3.33	0.97	7951	Este trabajo, 2017

Tabla 4. Parámetros de crecimiento de la relación longitud-peso de Blanquillo y algunas especies de la familia Pimelodidae en América del Sur. SC =Sexos combinados, H =Hembra, M =Macho.

Por lo tanto, se espera una falta de consistencia en algunos resultados, debido a que algunos grupos tróficos están compuestos por especies con diferentes estrategias reproductivas, flexibilidad alimentaria o, incluso, la tolerancia a ciertas condiciones ambientales, entre estas las fluctuaciones en los niveles de oxígeno o del agua (ABUJANRA et al., 2009). Esto, sumado a que las variaciones observadas en el coeficiente de crecimiento (b) son usualmente pequeñas para indicar la condición o bienestar de los peces, hace que sea más utilizado basándose en el supuesto de que los peces más pesados de una misma talla están en mejor condición que los menos pesados (BAGENAL & TESCH, 1978).

Lo observado entre el factor de condición y el ciclo hidrológico del río Sinú en el período de aguas ascendentes puede deberse a que en la época de aguas ascendentes y de aguas altas se presenta una mayor disponibilidad de alimento debido por la incorporación de material biológico terrestre al medio acuático, por lo que es posible que el Blanquillo, como muchos otros peces, responda a dicha disponibilidad de alimento con un mayor consumo, lo que aumentaría su factor de condición.

Sin embargo, SEGURA (2017) observó que la especie, aunque mantiene sus hábitos alimentarios a medida que va creciendo, parece haber cambiado sus preferencias alimentarias con el tiempo. Además, no encontró correlación directa entre el factor de condición, los niveles del río Sinú y la época de reproducción de la especie durante el ciclo hidrológico del río; observando -en cambio- que la curva que representa la época de desove se asemeja a la de los peces con desove parcial, lo cual podría deberse a los efectos que introducen las variaciones ambientales en el período reproductivo de la especie, lo que estaría relacionado con los constantes ascensos y descensos del nivel del río aguas abajo provocados por el manejo del embalse para la producción de energía eléctrica.

Lo anterior concuerda con BAIGÚN (2013), quien afirma que dado que las represas deben acumular la mayor cantidad de agua posible para optimizar su funcionamiento, tienen la capacidad de regular el caudal, lo que les permite modificar el régimen del río en pocas horas, generando falsos estímulos para la migración y reproducción de los peces, reduciendo la diferencia entre aguas altas y bajas (crecientes), así como la intensidad y duración de las mismas, disminuyendo el área inundada y el tiempo de permanencia del agua en los planos inundables situados aguas abajo, así como la pérdida de áreas reproductivas y de cría, lo que favorece la dominancia de especies lacustres (cienagueras) sobre aquellas de río y retarda la deriva de larvas, aumentando su mortalidad por cambios en la transparencia del agua.

En la década pasada, las tallas medias de captura y de madurez sexual del Blanquillo disminuyeron con el correr del tiempo en el Bajo Sinú, pasando en solo cinco años de 57.7 y 59.6 cm LT en el año 2001 a 50.0 y 56.4 cm LT en el año 2006, respectivamente, con el 77.3% de los individuos capturado por debajo de la talla mínima legal establecida por la autoridad competente (SEGURA, 2017).

En esta década, la presión pesquera sobre la especie ha aumentado, capturándose individuos con tallas mucho menores que antes al usarse artes de pesca más selectivos. Aunque su pesquería en la cuenca no está documentada, se conoce que en el Bajo Sinú ha disminuido drásticamente desde marzo/1997 y febrero/2002, cuando representaba el 4.4% de la captura, hasta apenas 0.11, 0.8, 1.2, 0.7 y 0.4% entre los años 2013 al 2017 (SEPEC, 2012, 2013, 2014, DE LA HOZ-M, 2015, 2016, 2017).

5 | CONCLUSIONES

Lo descrito arriba agrava la situación que atraviesa el Blanquillo en la cuenca del río Sinú, en donde el estado de bienestar de la especie ha venido disminuyendo paulatinamente desde el llenado del embalse y después de la puesta en marcha de la Hidroeléctrica Urrá, lo que sugiere que la especie no se ha adaptado a las nuevas condiciones hidrológicas del río Sinú.

AGRADECIMIENTOS

A los pescadores artesanales y a los comercializadores de pescado de la cuenca baja del río Sinú, a los tesisistas-investigadores que colaboraron en este trabajo, y la Universidad de Córdoba, por la financiación recibida.

REFERENCIAS

ABUJANRA, F., A. A. AGOSTINHO & N. S. HAHN. **Effects of the flood regime on the body condition of fish of different trophic guilds in the Upper Paraná River floodplain, Brazil.** Braz J Biol v. 69 (Suppl. 2): 469-479, 2009.

ALAM MM, RAHMAN MT, PARWEEN S. **Morphometric characters and condition factors of five freshwater fishes from Pagla River of Bangladesh.** International Journal of Aquatic Biology v. 2 (1): 14-19, 2014

ARCE M. **Evaluación del estado de poblaciones de bagre rayado *Pseudoplatystoma magdaleniatum* en la cuenca media del río Magdalena durante la temporada de subienda del 2004.** Rev Acad Colomb Cienc v. 32 (123): 257-266, 2008.

BAGENAL TB, TESCH FW. **Age and growth.** In: Bagenal TB (ed.). Methods for assessment of fish production in fresh waters. Oxford: Blackwell Scientific Publications. 101-136, 1978.

BAIGÚN CRM. **Manual para la gestión ambiental de la pesca artesanal y las buenas prácticas pesqueras en la cuenca del río Paraná, Argentina.** Buenos Aires: Fundación Humedales/Wetlands International. 2013.

BUITRAGO-SUÁREZ UA, MOJICA JI. ***Sorubim cuspicaudus*.** En: Mojica JI, Usma JS, Álvarez-León R, Lasso CA (eds.). Libro rojo de peces dulceacuícolas de Colombia 2012. Bogotá DC: Instituto de Investigación de Recursos Biológicos Alexander von Humboldt, Instituto de Ciencias Naturales de la Universidad Nacional de Colombia, WWF Colombia, Universidad de Manizales. 184-185, 2012.

DE LA HOZ-M J, DUARTE LO, MANJARRÉS-MARTÍNEZ L. **Aspectos biológico-pesqueros de especies capturadas en aguas marinas y continentales de Colombia. Relaciones biométricas e indicadores basados en tallas.** Bogotá: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP. 2015.

DE LA HOZ-M J, MANJARRÉS-MARTÍNEZ L. **Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia en los sitios y puertos pesqueros monitoreados por el SEPEC durante el período julio a diciembre de 2016.** Santa Marta: Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP. 2016.

DE LA HOZ-M J, DUARTE LO, MANJARRÉS-Martínez L. **Estadísticas de desembarco y esfuerzo de las pesquerías artesanales e industriales de Colombia entre marzo y diciembre de 2017.** Informe técnico. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca (AUNAP), Universidad del Magdalena. 2017.

FROESE R. **Cube law, condition factor and weight-length relationships: history, meta-analysis and recommendations.** J Appl Ichthyol v. 22: 241–253, 2006.

GIARRIZZO T, BASTOS B, ANDRADE M. **Length-weight relationships for selected fish species of Rio Trombetas Biological Reserve: a reference study for the Amazonian basin.** J Appl Ichthyol v. 27 (6): 1422-1424, 2011.

GIARRIZZO T, DE SENA OLIVEIRA RR, ANDRADE MC, GONÇALVES AP, BARBOSA TAP, MARTINS AR et al. **Length-weight and length-length relationships for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil).** J Appl Ichthyol v. 31: 415-424, 2015.

HERNÁNDEZ-SERNA A, MÁRQUEZ-VELÁSQUEZ V, CARVAJAL-QUINTERO JD, GULFO A, GRANADO-LORENCIO C, JIMÉNEZ-SEGURA LF. **Length-weight relationships of 38 fish species of the Magdalena River floodplain lakes.** v. 30 (3): 549-551, 2014.

IGAC, Instituto Geográfico Agustín Codazzi. **Estudio general de suelos y zonificación de tierras: departamento de Córdoba, escala 1:100.000.** Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. 2009.

Littmann MW, Burr BM, Nass P. ***Sorubim cuspicaudus*, a new long whiskered catfish from northwestern south America (Siluriformes: Pimelodidae).** Proceedings of the Biological Society of Washington v. 113 (4):900-917, 2000.

LLAMAZARES D, LOZANO IE, DOMÁNICO AA. **Length-weight, length-length relationships and length at first maturity of fish species from the Paraná and Uruguay rivers, Argentina.** J Appl Ichthyol v. 30 (3): 555-557, 2014.

OLAYA-NIETO CW, TORDECILLA-PETRO G, SEGURA-GUEVARA FF. **Relación longitud-peso del Rubio (*Salminus affinis* Steindachner, 1880) en la cuenca del río Sinú, Colombia.** Rev MVZ Córdoba v. 13 (2):1349-1359, 2008.

OLAYA-NIETO CW, SEGURA-GUEVARA FF, TORDECILLA-PETRO G, APPELDOORN RS. **Estimación de los parámetros biológicos básicos de peces comerciales del río Sinú-Fase III.** Informe final. Loric: Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba. 2012.

OLAYA-NIETO CW, SEGURA-GUEVARA FF, TORDECILLA-PETRO G, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ Á. **Estimación de los parámetros biológicos básicos de peces comerciales de la cuenca del río San Jorge–Fase II.** Informe final. Lórica: Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba; 2016.

PÉREZ A. **Length-weight relationship of the several commercial fish species in the Apure river, Venezuela.** Acta Apuroquia v. 2 (1): 14-20, 2010.

RICKER WE. **Computation and interpretation of biological statistics of fish population.** J Fish Res Board Can 191: 1-382, 1975.

SANT'ANNA IRA, DORIA CRC, FREITAS CEC. **Pre-impoundment stock assessment of two Pimelodidae species caught by small-scale fisheries in the Madeira River (Amazon Basin-Brazil).** Fisheries Management and Ecology 2014; 21 (4): 322.329, 2014.

Segura FF. **Alimentación y reproducción del Blanquillo *Sorubim cuspicaudus* siete años después del llenado y puesta en marcha de la Hidroeléctrica Urrá, Colombia.** Trabajo de Maestría. Montería: Maestría en Ciencias Ambientales, Universidad de Córdoba, Sistema Universitario Estatal del Caribe-SUE CARIBE. 2017.

SEPEC. **Boletín estadístico 2012.** Servicio Estadístico Pesquero Colombiano. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP-Universidad del Magdalena. 2012.

SEPEC. **Boletín estadístico 2013.** Servicio Estadístico Pesquero Colombiano. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP-Universidad del Magdalena. 2013.

SEPEC. **Boletín estadístico 2014.** Servicio Estadístico Pesquero Colombiano. Autoridad Nacional de Acuicultura y Pesca-AUNAP-Universidad del Magdalena. 2014.

SILVA-ACUÑA A, BARRIOS A. **Condición reproductiva del Bagre rayado *Pseudoplatystoma tigrinum* (Valenciennes, 1840) en el delta superior del río Orinoco, estado Delta Amacuro, Venezuela.** Bol Inst Oceanogr Venezuela v. 51 (2): 139-150, 2012.

SPARRE P, VENEMA SC. **Introducción a la evaluación de recursos pesqueros tropicales.** Parte 1. Manual. FAO Doc Téc de Pesca v. 306/1 (rev.2): 1-420, 1997.

TUKEY JW. **Comparing individual means in the analysis of variance.** Biometrics v. 5: 99-114, 1949.

UJJANIA NC, KOHLI MPS, SHARMA LL. **Length-weight relationship and condition factors of Indian major carps (*Catla catla*, *Labeo rohita* and *Cirrhinus mrigala*) in Mahi Bajaj Sagar, India.** Research Journal of Biology v. 2 (1): 30-36, 2012.

VALDERRAMA M, SALAS F, SOLANO D. **Los peces y las pesquerías en el embalse de Urrá 2001-2005.** Montería: Fundación Bosques y Humedales-Urrá SA ESP. 2006.

ZULUAGA-GÓMEZ A, GIARRIZZO T, ANDRADE M, ARANGO-ROJAS A. **Length–weight relationships of 33 selected fish species from the Cauca River Basin, trans-Andean region, Colombia.** J Appl Ichthyol v. 30 (5): 1077-1080, 2014.

CAPÍTULO 6

EFEITO DO HIDROPERÍODO SOBRE OS MACROBENTOS UTILIZADOS NA ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA NO TRECHO MÉDIO DO RIO PITIMBU/RN

Data de aceite: 01/11/2020

Data de submissão: 05/08/2020

Jaqueline Cristina Oliveira dos Santos

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Natal – RN
<http://lattes.cnpq.br/4617750223594887>

Víctor Henrique Silva Cavalcanti

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Natal – RN
<http://lattes.cnpq.br/8223974346467214>

Herbet Tadeu de Almeida Andrade

Universidade Federal do Rio Grande do Norte
Natal – RN
<http://lattes.cnpq.br/0984577704595246>

João Vinícius Cruz Barbosa

Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos do Rio Grande do Norte
Natal - RN
<http://lattes.cnpq.br/7185004183066647>

RESUMO: Os impactos ocasionados pelo desmatamento e a contaminação dos corpos hídricos têm resultado a degradação da qualidade da água, impossibilitando o uso desse recurso para atender as necessidades básicas do ser humano, ocasionando alterações na estrutura faunística. O biomonitoramento dos ecossistemas através do uso dos macrobentos resulta numa avaliação segura e confiável da qualidade da água. A região Nordeste apresenta pouca informação a respeito desta

temática, daí a importância de trabalhos como este. Portanto, o estudo objetivou avaliar a presença de macrobentos como bioindicadores da qualidade da água no trecho médio do rio Pitimbu, município de Parnamirim, estado do Rio Grande do Norte ao longo das estações chuvosa e seca utilizando três índices bióticos. O material foi coletado nas margens esquerda, direita e centro com auxílio do rapichê e armazenados em frascos de 0,5L contendo álcool 80%, posteriormente, triado e identificado no LABENT/UFRN. Para análise dos macrobentos foram empregados três índices bióticos, Chandler*, BMWP** e Hilsenhoff. A composição dessas comunidades, e conseqüentemente, a qualidade hídrica pode variar temporariamente entre anos e também sazonalmente dentro de um único ano hidrológico. Os resultados mostraram-se em desacordo com a hipótese inicial de que esta região apresentaria qualidade de água teoricamente superior por estar em local mais preservado e, portanto, com características menos alteradas. No total foram coletados 332 espécimes, distribuídos em 22 famílias. De acordo com o hidroperíodo do rio, houve uma maior diversidade das famílias no período chuvoso, contrastando com o período seco. As larvas de insetos Diptera (Chironomidae), bem como um grande número de Mesogastropoda (Thiaridae) apresentaram nas duas estações um aumento considerável em relação aos outros grupos. Tal fato pode estar relacionado com a capacidade de tolerar ambientes degradados. Finalmente, os ciclos dos hidroperíodos de cheia, geralmente, possuem comunidades faunísticas mais abundantes.

PALAVRAS-CHAVE: Macroinvertebrados, Biomonitoramento, Índices Bióticos, Chironomidae, Bacia Hidrográfica do Rio Pitimbu.

EFFECT OF HYDROPERIOD ON MACROBENTHOS USED IN THE ANALYSIS OF WATER QUALITY IN THE MIDDLE STRETCH OF THE PITIMBU RIVER/RN

ABSTRACT: The impacts caused by deforestation and contamination of water bodies have resulted in the degradation of water quality, making it impossible to use this resource to meet the basic needs of human beings, causing changes in the faunistic structure. The biomonitoring of ecosystems through the use of macrobenthos results in a safe and reliable assessment of water quality. The Northeast region presents little information on this subject, hence the importance of works like this. Therefore, the study aimed to evaluate the presence of macrobenthos as bioindicators of water quality in the middle stretch of the Pitimbu river, municipality of Parnamirim, state of Rio Grande do Norte along the rainy and dry seasons using three biotic indices. The material was collected on the left, right and center margins with the aid of rapiché and stored in 0.5L flasks containing 80% alcohol, later sorted and identified at LABENT/UFRN. Three biotic indexes, Chandler*, BMWP** and Hilsenhoff, were used to analyze the macrobenthos. The composition of these communities, and consequently, the water quality may vary temporarily between years and also seasonally within a single hydrological year. The results were at odds with the initial hypothesis that this region would present theoretically superior water quality because it is in a more preserved location and, therefore, with less altered characteristics. In total 332 specimens were collected, distributed in 22 families. According to the river's hydroperiod, there was a greater diversity of families in the rainy period, contrasting with the dry period. The larvae of Diptera insects (Chironomidae), as well as a large number of Mesogastropoda (Thiaridae) showed in both seasons a considerable increase compared to the other groups. This may be related to the ability to tolerate degraded environments. Finally, the cycles of the flood hydroperíodes generally have more abundant faunistic communities.

KEYWORDS: Macroinvertebrates, Biomonitoring, Biotic Indices, Chironomidae, Pitimbu's River Basin.

1 | INTRODUÇÃO

Nos últimos anos o crescimento das cidades, resultado do acréscimo da pressão das atividades antrópicas e do aumento das fronteiras agrícolas, tem sido responsável pelas grandes alterações nos ecossistemas naturais. Provocando, assim, uma intensa apreensão frente à disponibilidade e a qualidade dos mananciais (CALLISTO *et al.* 2001).

De acordo com Goulart e Callisto (2003), no mundo, infelizmente, quase não há um ecossistema que não tenha sofrido, direta ou indiretamente, interferência antrópica, ocasionando, assim, enorme impacto sobre a biodiversidade ambiental. Impactos através do desmatamento, introdução de espécies exóticas, poluição atmosférica, do solo e a contaminação dos corpos d'água, acarreta no decréscimo de habitat e na diminuição da biodiversidade.

Os impactos ambientais originados pelo homem têm motivado a degradação e a deterioração da qualidade da água nos rios, impossibilitando o uso desse recurso para atenuar as necessidades básicas do homem (CARDOSO e NOVAES, 2013). Para tanto, os mesmos autores destacam que para solucionar os dilemas socioambientais provocados pela falha na gestão dos recursos hídricos é o desenvolvimento, bem como a aplicação de metodologias de diagnósticos apropriados. Segundo Milesi *et al.* (2009), a integridade ecológica dos ecossistemas aquáticos é de extrema relevância para a composição da comunidade bentônica. Assim, as perturbações existentes nesses ecossistemas podem ocasionar alterações na composição e estrutura faunística (KLEINE e TRIVINHO-STRIXINO, 2005).

Por ser altamente distinta, a comunidade aquática apresenta organismos adaptados a condições ambientais diferentes. Logo, os macroinvertebrados bentônicos têm conquistado grande importância na avaliação de impactos sobre os ecossistemas aquáticos (SILVEIRA e QUEIROZ, 2006), dessa maneira, são largamente utilizados como bioindicadores de qualidade da água em todo o planeta, à custa de suas características morfológicas e fisiológicas (REMOR *et al.*, 2014) que determinam sua sensibilidade em relação a poluição ou degradação dos sistemas lóticos e lênticos (SILVEIRA, QUEIROZ e BOEIRA, 2004), fornecendo conhecimentos significativos para o biomonitoramento e a recuperação desses ecossistemas (BIASI *et al.*, 2010).

De acordo com Ladson *et al.* (1999), o biomonitoramento pode ser denominado como uma atividade sistemática, contínua ou repetitiva de respostas biológicas para analisar alterações ambientais objetivando empregar estas informações em um programa de controle de qualidade, aplicando medidas corretivas, se necessário.

O monitoramento dos ecossistemas através do uso dos macroinvertebrados bentônicos pode dar uma avaliação segura e confiável das interferências nocivas nestes ambientes, visto que uma das principais justificativas para sua utilização é por serem ubíquos, podendo responder a desequilíbrios em todos os ecossistemas aquáticos em todas as épocas do ano; mesmo em rios de dimensões menores, além da técnica de coleta ser simples e de baixo custo (THORNE e WILLIAMS, 1997; MERRITT e CUMMINS, 1996).

Portanto, o biomonitoramento baseado na estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos é uma das ferramentas mais eficazes utilizadas para avaliação da qualidade da água. Logo, é essencial a coleta, preservação e classificação de macrobentos afim de reconhecer a qualidade do corpo hídrico (BARBOSA, *et al.*; 2016).

Diante disso, o presente artigo objetivou avaliar a presença de macrobentos como bioindicadores da qualidade da água no trecho médio do rio Pitimbu, município de Parnamirim, estado do Rio Grande do Norte ao longo das estações chuvosa e seca utilizando três índices bióticos.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Área de estudo

A Bacia do rio Pitimbu está localizada na região do litoral oriental do Rio Grande do Norte, entre os paralelos $5^{\circ}50'00''\text{S}$ e $5^{\circ}57'53''\text{S}$ e os meridianos $35^{\circ}11'08''\text{O}$ e $35^{\circ}23'19''\text{O}$ de Greenwich, totalmente inserida na região metropolitana da cidade do Natal (SENA, 2008). Visto que a área de estudo está localizada a $5^{\circ}55'01.0''\text{S}$ $35^{\circ}11'54.0''\text{O}$ (Figura 1). O município de Natal/RN ocupa aproximadamente 12 km^2 ou cerca de 10% da Bacia do rio Pitimbu; Macaíba e Parnamirim, ocupam cerca de 54 km^2 (43%) e 59 km^2 (47%), respectivamente, que compreende uma área total de aproximadamente 125 km^2 (SENA, 2008).

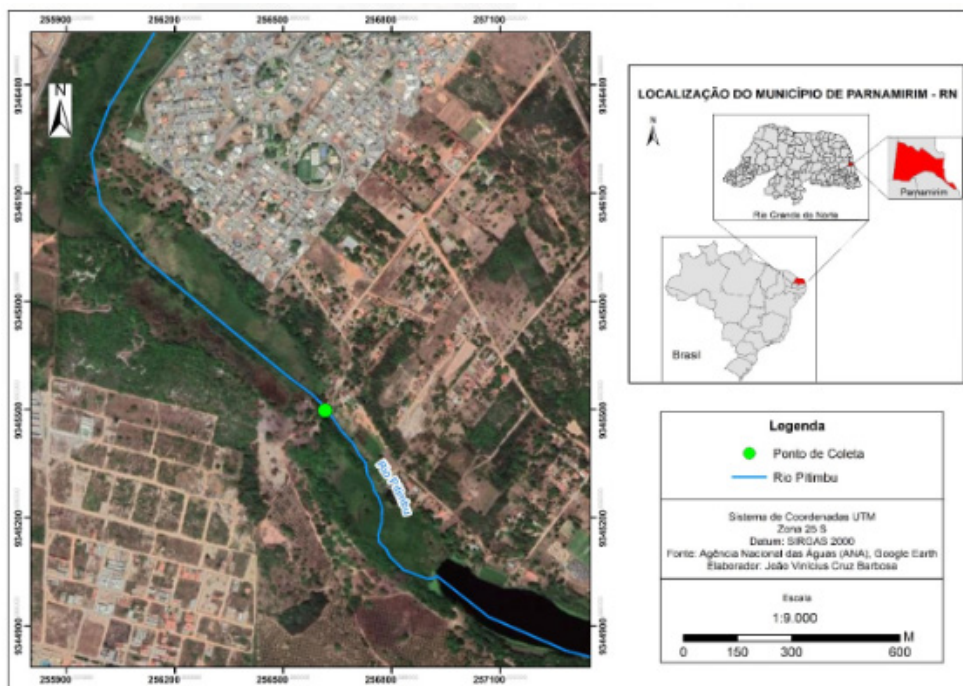


Figura 1 - Localização do ponto de coleta dos macroinvertebrados bentônicos no trecho médio do rio Pitimbu

Com uma extensão de 33 km, o rio Pitimbu, nasce na comunidade de Lagoa Seca, no município de Macaíba e deságua na Lagoa do Jiqui, em Parnamirim, onde os primeiros 2 km não são perenes. Os primeiros 13 km do rio são de área rural, estando totalmente inserido no município de Macaíba. A Bacia do rio Pitimbu, apresenta características de clima Tropical chuvoso (As'), de acordo com a classificação de Köpen (MARIANO, 2014).

A precipitação na região apresenta uma maior concentração anual no primeiro semestre, tendo a estação chuvosa no início de fevereiro prolongando-se até julho. (IDEMA, 1998).

2.2 Coleta do material

As coletas dos materiais foram realizadas em maio de 2017, na região marginal esquerda do rio a uma profundidade de 30 cm, aproximadamente. No ponto amostrado utilizou-se como equipamento uma rede entomológica aquática do tipo rapiché para coleta dos macroinvertebrados bentônicos.

Após a coleta o material foi transferido para um recipiente até encher $\frac{1}{2}$ frasco de 1L, devidamente etiquetado, identificando o ponto de coleta e a sua respectiva data. Adicionou-se em campo álcool a 80%, para fixação dos organismos e para eliminar a fauna bentônica mais resistente contidos no conteúdo amostrado. A amostra coletada foi conduzida ao Laboratório de Entomologia da Universidade Federal do Rio Grande do Norte – UFRN. Previamente, foi disposta em rede na forma de saco com malha de 250 μ m e lavada em água corrente de baixa velocidade de fluxo evitando danos aos organismos e eliminando a areia fina presente na amostra. Para posterior triagem dos macroinvertebrados utilizou-se bandeja, pinça entomológica e lupa para separação e seleção dos organismos dos demais materiais.

Para identificação taxonômica das comunidades de macroinvertebrados utilizou-se lupa binocular Leica Wild M3Z e material bibliográfico, como chaves de identificação taxonômicas das principais ordens e famílias de insetos aquáticos, adaptado do McCafferty (1981), *Aquatic Entomology*, Guia Ilustrado de Insetos Aquáticos e Semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke, Hamada (2012), e o Manual de Identificação de Macroinvertebrados Bentônicos do Estado do Rio de Janeiro de Mugnai, Baptista e Nessimian (2010), para classificação das Ordens e Famílias, taxas necessárias para aplicação do índice biótico. Os organismos foram separados e contados de acordo com a sua classificação e os dados foram registrados. Após a sua separação, os organismos foram armazenados em tubos de *ependorf* com álcool a 70% corretamente etiquetados para preservação dos organismos.

2.3 Análise dos dados

Para análise da estrutura das comunidades de macroinvertebrados coletados foram empregados três índices bióticos para a caracterização da qualidade da água do Rio, sendo eles, o índice de Chandler, cuja pontuação varia de 0 a 100 e determina a qualidade da água através da presença de organismos. Este índice possui classes que determina valores para cada tipo de família e o resultado do somatório determina a qualidade da água. O índice de Hilsenhoff adaptado por Irustra (2002) pontua os organismos de forma diferente, organismos mais sensíveis recebem pontuações mais baixas. É um índice quantitativo e sua pontuação de dá segundo a fórmula 1:

$$IBF = \sum nVT / N \quad (1)$$

Onde:

VT = é o valor de tolerância de cada família;

n = é o número de indivíduos em cada família;

N = é o número total de indivíduos.

Diferentemente do índice biótico de famílias de Hilsenhoff, o índice BMW^P* - *Iberian Bio monitoring Working Party*, adaptado por Alba-Tercedor (2000), atribui valores para cada espécie com base na sua tolerância sobre o impacto, os valores variam entre 1 e 10 e são atribuídos de acordo com a sensibilidade das espécies a poluentes orgânicos. Famílias sensíveis a altos níveis de poluentes recebem valores mais altos, enquanto famílias tolerantes recebem valores mais baixos (SILVA *et al.*, 2007). Os valores alcançados são o resultado da soma da pontuação referente à cada táxon que foi encontrado na área de estudo, indicando, assim, a qualidade da água que vai de excelente a muito ruim (TONIOLO *et al.*; 2001). O índice BMW^P e suas modificações reúnem organismos de classe Insecta, Crustáceos e Moluscos (OTTONI, 2009).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

No ponto de coleta, o trecho é caracterizado como um ambiente lótico com correnteza fraca e profundidade de 30 cm de coluna d'água. A baixa profundidade da água, provavelmente está associada ao assoreamento do curso hídrico, possivelmente provocado pelas ações antrópicas ao longo do curso do rio, como desmatamento, voçoroca e conseqüentemente, erosão do solo.

No total foram coletados 332 macroinvertebrados bentônicos, distribuídos em 3 classes Gastropoda, Malacostraca e Insecta, sendo esta última com maior número de ordens, 6 ordens, e 22 famílias.

Destes, 248 espécimes foram coletados na primeira amostragem, em maio de 2015 (hidroperíodo chuvoso), dividido em 8 taxas, onde *Melanoïdes tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae, Muller, 1774) obteve uma maior abundância de espécie, com 172 indivíduos. Em seguida, apareceu a ordem Díptera com as larvas de Simuliidae e Chironomidae, 27 e 8 organismos, respectivamente. Na segunda coleta (hidroperíodo seco), em agosto de 2016, foram amostrados 84 macroinvertebrados bentônicos identificados em 6 taxa, sendo a classe Insecta a mais abundante. Dentre essa classe a ordem Díptera foi a que mais prevaleceu com 43 indivíduos distribuídos em 6 famílias sendo a família Chironomidae com maior número de indivíduos (Tabela 1).

Taxonomia	Chuvoso	Seco
Baetidae	X	X
Caenidae		X
Calopterygidae	X	
Ceratopogonidae		X
Chironomidae	X	X
Chrysomelidae		X
Coenagrionidae	X	
Dicteriadidae		X
Dytiscidae		X
Elmidae	X	X
Hydrobiosidae		X
Hydrophilidae		X
Hydropsychidae	X	
Leptoceridae	X	
Libellulidae	X	
Malacostraca	X	
Psychodidae		X
Pyralidae	X	
Simuliidae	X	X
Stratiomyidae		X
Thiaridae	X	X
Tipulidae		X

Tabela 1 - Táxons coletados nos diferentes hidroperíodos amostrais

De maneira geral, a ordem de macroinvertebrados bentônicos com riqueza de espécies mais elevada foi a Diptera, representada pelas famílias Chironomidae, Simuliidae, Tipulidae, Ceratopogonidae, Stratiomyidae e Psychodidae. As ordens Coleoptera e Odonata vem em seguida, representadas por 4 famílias Hydrophilidae, Dytiscidae, Chrysomelidae, Elmidae e; Libellulidae, Coenagrionidae, Calopterygidae e Dicteriadidae, respectivamente.

No entanto, os macroinvertebrados bentônicos da ordem Ephemeroptera foram os menos representativos no estudo, quando comparados às outras espécies, uma vez que essa ordem é sensível às perturbações ambientais.

Para a avaliação da qualidade da água do rio Pitimbu, foram comparadas pontuações totais dos índices bióticos de Chandler, BMWP** e Hilsenhoff. De acordo com o índice de Chandler adaptado por Irustra (2002), no hidroperíodo chuvoso o trecho analisado teve pontuação de 524, ou seja, a água apresentou “alterações importantes”.

Com relação ao índice biótico BMWP* adaptado por Alba-Tercedor (2000), o trecho médio do rio Pitimbu, obteve um *score* de 61, o que significa que a qualidade da água é “aceitável”, ou seja, evidentes efeitos moderados de poluição. Quanto ao índice biótico de Hilsenhoff (IBF), o resultado para o ponto de coleta foi de 0,39, ou seja, a água foi caracterizada como muito limpa.

Para o hidroperíodo seco, a qualidade da água no trecho médio do rio Pitimbu através do índice de Chandler*, recebeu um *score* de 528, caracterizando-a com “alterações importantes”. De acordo com os resultados obtidos para o índice BMWP*, a água recebeu uma pontuação igual a 60, logo a qualidade da água mostrou-se “duvidosa”, ou seja, água com um certo grau de poluição. Por fim, a pontuação para Hilsenhoff, 1,38, avaliou a água como muito limpa (Tabela 2).

Ano	Hidroperíodo	Chandler*	BMWP*	IBF
2015	Chuvoso	Alterações importantes	Aceitável	Águas muito limpas
2016	Seco	Alterações importantes	Duvidosa	Águas muito limpas

Tabela 2 - Resultado da comparação entre os hidroperíodos chuvoso e seco sobre a comunidade de macrobentos utilizados na avaliação da qualidade da água.

A dominância da espécie *M. tuberculata* (Müller, 1774), espécie invasora de sucesso e exótica, nativa da região nordeste da África e sudeste da Ásia a (GUTIÉRREZ GREGORIC *et al.* 2007), coletada em todos os hidroperíodos, pode ser explicada devido a espécie possuir um alto poder de adaptação e dispersão, podendo se estabelecer em todos os tipos de ambientes (naturais ou artificiais) (MIRANDA-DA ROCHA & MARTINS-SILVA, 2006), principalmente aqueles afetados pelas ações antrópicas. Vieira (1990), Martins-Silva (2001) e Medeiros (1997), encontrou o mesmo padrão no lago Paranoá e no Riacho Fundo, no Distrito Federal, onde essa espécie exótica ocorre em abundância, principalmente em áreas poluídas organicamente (MARTINS-SILVA, 2001).

Quanto ao segundo grupo mais dominante, os dípteros, são caracterizados por possuírem espécies resistentes e/ou tolerantes a distúrbios na água e por suportarem também baixa concentração de oxigênio dissolvido na água (SANSEVERINO, *et al.*, 1998), por essa razão podem ser encontrados tanto em águas límpidas e prístinas quanto alteradas. As famílias de Simuliidae e Chironomidae foram coletadas em ambos os hidroperíodos, com uma elevada abundância de indivíduos.

Elevadas densidades e diversidades de dipteros nos ecossistemas dulcícolas, são indicadores de elevados teores de matéria orgânica na água (NOGUEZ PIEDRAS *et al.*,

2006). Amorim e Callisto (2009) em um estudo sobre a comunidade de invertebrados do baixo rio Perequê, Cubatão, SP, encontraram uma elevada abundância e diversidade de Chironomidae (57,6% de todos os organismos coletados), corroborando com a ideia dos organismos colonizarem e estabelecerem-se em todos os tipos de ambientes, desde os mais preservados até os mais impactados. A elevada abundância da família Chironomidae em ecossistemas lênticos brasileiros também foi observada por Souza *et al.*, (2008) no açude Jatobá na Paraíba, por Lima *et al.*, (2013) na Lagoa da Figueira no Rio Grande do Sul, por Copatti *et al.* (2013) no rio Tigreiro no Rio Grande do Sul, por Lucca *et al.*, (2010) no Lago Caçó no Maranhão. Lima (2002), no rio Cuiabá, registrou 35 gêneros de Chironomidae no perímetro urbano de Cuiabá e Várzea Grande. Esta família foi encontrada em praticamente todos os hidroperíodos, com maior densidade no hidroperíodo seco.

O índice de Chandler leva em consideração a abundância dos macroinvertebrados bentônicos coletados, o resultado encontrado apontou que o trecho do rio submetido a análise apresentou uma “alteração importante”. Tal resultado, segundo a classificação proposta por Chandler, indica que a água se encontra poluída, o que pode ter refletido na quantidade *M. tuberculata* (Gastropoda, Thiaridae, Muller, 1774) de larvas da família Chironomidae coletados. Por serem extremamente tolerantes as alterações no meio, a presença desses organismos no ecossistema aquático indica uma degradação ambiental.

Embora os resultados apresentados entre os diferentes índices bióticos tenham mostrado divergência, os resultados obtidos através dos índices nos diferentes hidroperíodos mostraram-se coincidentes, com exceção do índice BMWP* que entre os hidroperíodos apresentou resultados contraditórios. Enquanto, no hidroperíodo chuvoso a qualidade da água foi classificada como aceitável (evidentes efeitos moderados de poluição), no hidroperíodo seco a qualidade do manancial hídrico mostrou-se duvidosa (águas poluídas, sistema alterado). Esse resultado pode estar relacionado com as quantidades de famílias de macroinvertebrados bentônicos sensíveis coletadas. No hidroperíodo chuvoso foram coletadas mais indivíduos de famílias consideradas sensíveis à poluição, como Baetidae (Ephemeroptera) e Hydropsychidae (Trichoptera).

O índice biótico de Hilsenhoff, classificou a qualidade da água do rio no ponto amostrado como “águas muito limpas” nos dois hidroperíodos. Tal resultado deve-se ao fato de o supracitado índice só incorporar e pontuar organismos da classe Insecta.

A composição dessas comunidades, e conseqüentemente, a qualidade hídrica pode variar temporariamente entre anos e também sazonalmente dentro de um único ano hidrológico.

4 | CONCLUSÃO

Os hidroperíodos amostrais (seca e chuva) apresentarem pouca diferença entre as variáveis físicas e na composição e estrutura da comunidade de macroinvertebrados. A família Thiaridae foi a mais abundante em todos os hidroperíodos amostrais, evidenciando sua adaptação para colonizar e habitar em ambientes diversificados, seguido da ordem Diptera.

Os protocolos se mostraram uma ferramenta fácil de usar, útil, simples e barata para avaliação de qualidade de água, porém, a utilização requer amplo cuidado, uma vez que os índices não abrangem todos os macroinvertebrados bentônicos encontrados na fauna local/regional.

Algumas famílias coletadas na área de estudo não foram pontuadas nos índices de Chandler* e Hilsenhoff, como Chrysomelidae e Psychodidae para Chandler e Thiaridae para IBF. O que ratifica a necessidade de uma adaptação dos índices aos macroinvertebrados bentônicos locais ou o desenvolvimento de índices bióticos próprios para os rios do Estado.

Esse resultado mostrou-se em desacordo com a hipótese inicial de que esta região apresentaria qualidade da água superior por estar em local preservado, portanto, com características menos alteradas. Os dados demonstraram que o trecho médio do rio Pitimbu está sofrendo alterações e um processo de degradação ambiental, evidenciadas através da retirada da mata ciliar e do acelerado aumento populacional no entorno do rio.

Diante desse cenário, o rio Pitimbu necessita de olhares mais atentos e maiores cuidados por parte da gestão pública e da sociedade em geral, aumentando os esforços no sentido de melhorar as condições para preservação dos recursos naturais em áreas urbanas, levando em consideração que o rio é o principal abastecedor de água para uma parte da população de Natal. Assim faz-se necessário dados complementares, tais como parâmetros físicos, químicos e biológicos do rio para corroborar com os dados obtidos.

REFERÊNCIAS

AMORIM, A. C. F., CASTILLO, A. R. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água do baixo rio Perequê, Cubatão, São Paulo, Brasil.** Biodivers. Pampeana 7, p. 16-22, 2009.

BARBOSA, A. H. S. et al. **Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade da água em um trecho do rio Apodi-Mossoró.** Holos, n. 32, v. 7, p. 121-132, 2016.

BIASI, C.; et. al. **Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS).** Perspectiva, Erechim. v.34, n.125, p. 67-77, 2010.

CALLISTO, M., et. al. **Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos.** Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.6, p. 71-82,2001.

CARDOSO, R. S.; NOVAES, C. P. **Variáveis limnológicas e macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade da água**. Revista Nacional de Gerenciamento de Cidades, v.01, n.05, p. 16-35, 2013.

COPATTI, C. E.; ROSS, M.; COPATTI, B. R.; SEIBEL, L. F. **Bioassessment using benthic macroinvertebrates of the water quality in the Tigreiro river, Jacuí Basin**. Acta Scientiarum Biological Sciences, Maringá, v. 35, n. 4, p. 521-529, 2013.

GOULART, M.; CALLISTO, M. **Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. Revista FAPAM. v. 2, n. 2, p.153-164, 2003.

GREGORIC, D. E. G.; NUÑEZ, V.; FERRANDO, N. RUMI, A. **First record of invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Müller) (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) for the Iguazú River basin, Argentina - Brazil**. Comunicaciones de la Sociedad Malacológica del Uruguay. 9. p. 109-112, 2007.

HAMADA, N. FERREIRA-KEPPLER, R. L. **Guia ilustrado de insetos aquáticos e semiaquáticos da Reserva Florestal Ducke**. Editora EDUA, Manaus/Amazonas, p. 198, 2012.

_____. Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Relatório do Plano de Gestão Integrada da Bacia do Rio Pitimbu**. 1998.

KLEINE, P.; TRIVINHO-STRIXINO, S. **Chironomidae and other aquatic macroinvertebrates of a first order stream: community response after habitat fragmentation**. Acta Limnologica Brasiliensia, 17(1): p. 91-99, 2005.

LADSON, A. R.; et, al. **Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia**. Freshwater Biology, 41(2): p. 453-468, 1999.

LIMA, J. B. **Impactos das atividades antrópicas sobre a comunidade dos macroinvertebrados bentônicos do rio Cuiabá no perímetro urbano das cidades de Cuiabá e Várzea Grande – MT**. São Carlos-SP, p. 194, 2002.

LIMA, F. B. D.; SCHÄFER, A. E.; LANZER, R. M. **Diversity and spatial and temporal variation of benthic macroinvertebrates with respect to the trophic state of Lake Figueira in the South of Brazil**. Acta Limnologica Brasiliensia, Botucatu, v. 25, n. 4, p. 429-441, 2013.

LUCCA, J. V.; PAMPLIN, P. A. Z.; GESSNER, A. F.; TRIVINHO-STRIXINO, S.;

PADANO-ALBUQUERQUE, A. L.; ROCHA, O. **Benthic macroinvertebrates of a tropical lake: Lake Caçó, MA, Brazil**. Brazilian Journal of Biology, São Carlos, v. 70, n. 3, p. 593-600, 2010.

MARIANO, G. L. **Classificações climáticas**. Disponível em: <<http://wp.ufpel.edu.br/glaubermariano/files/2014/01/Unidade-V-Classifica%C3%A7%C3%B5es-Clim%C3%A1ticas.pdf>>. Acesso em: 13 jun de 2017.

MARTINS-SILVA, M. J.; BARROS, M. **Occurrence and Distribution of Fresh-Water Molluscs in the Riacho Fundo Creek Basin, Brasília, Brazil**. Rev. biol. trop, San José, v. 49, n. 3-4, p. 865-870, dec. 2001.

- MEDEIROS, M. B. **Caracterização das comunidades de macroinvertebrados bentônicos da Bacia do Córrego Riacho Fundo, Brasília/DF, e uso destas como bioindicadores de qualidade de água.** Master Thesis. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, Brazil, p. 82, 1997.
- MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. **Introducion to aquatic insects of North America.** Kendall/Hunt Publishing Company, Dubuque. p. 758, 1996.
- MILESI, S. V., et al. **Distribution of benthic macroinvertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil).** Acta Limnologica Brasiliensia.vol. 21, n.4, p. 419-429, 2009.
- MIRANDA-DA ROCHA, F.; MARTINS-SILVA, M. J. **First record of the invasive snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Prosobranchia: Thiaridae) in the Paranã River Basin, GO, Brazil.** Brazilian Journal of Biology, v. 66, n. 4, p. 1109–1115, 2006.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.; L. BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro.** Ed. Technical Books, Rio de Janeiro, p. 174, 2010.
- MCCAFFERTY, W. P. **Aquatic Entomology: The Fishermen's and Ecologists' Illustrated Guide to Insects and Their Relatives.** Jones and Bartlett Publishers, inc. Boston, 1981.
- OTTONI, B. M. P. **Avaliação da qualidade da água do Rio Piranhas-Açu/RN utilizando a comunidade de macroinvertebrados bentônicos,** p. 93, 2009.
- REMOR, M. B.; et al. **Qualidade da água do rio das Pedras, oeste do Paraná, utilizando macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.** Arq. Ciênc. Vet. Zool. UNIPAR, Umuarama, v. 17, n. 2, p. 121-129, 2014.
- SANSEVERINO, A. M.; NESSIMIAN, J. L.; CARVALHO, A. L. **A fauna Chironomidae em diferentes biótopos aquáticos na Serra do Subaio (Teresópolis,RJ).** Ecologia de insetos aquáticos. Séries Oecologia Brasilienses, v. 5, p. 253-263, 1998.
- SENA, D. S. **Avaliação da qualidade da água do rio Pitimbu.** Dissertação de Mestrado. Pós-graduação em Engenharia Sanitária. Universidade Federal do Rio Grande do Norte, p. 143, 2008.
- SILVA, T. C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na bacia do ribeirão mestre d'Armas, DF.** Dissertação de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade de Brasília, p. 113, 2007.
- SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F. **Uso de coletores com substrato artificial para monitoramento biológico de qualidade de água.** Embrapa Meio Ambiente, 39: p. 1-5, 2006.
- SILVEIRA, M, P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C. **Protocolo de coleta e preparação de amostras de macroinvertebrados bentônicos em riachos.** Jaguariúna, São Paulo, p. 7, 2004.
- SOUZA, A. H. F. F.; ABÍLIO, F. J.; RIBEIRO, L. L. **Colonização e sucessão ecológica do zoobentos em substratos artificiais no açude Jatobá I, Patos–PB, Brasil.** Revista de Biologia e Ciências da Terra, Paraíba, v. 8, n. 2, p. 125-144, 2008.

TONIOLLO, V.; et al. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de impacto na qualidade de água do Rio Sagrado (Bacia Litorânea, PR), causada pelo rompimento do Poliduto OLAPA.** In Congresso Brasileiro de Limnologia, João Pessoa, PB Anais VIII Congresso Brasileiro de Limnologia. p. 284, 2001.

THORNE, R. J.; WILLIAMS, P. **The response of benthic macroinvertebrates to pollution in developing countries: a multimetric system of bioassessment.** *Freshwater Biology*, 37: p. 671-686, 1997.

VIEIRA, E. M. X. **Aspectos estruturais da comunidade zoobentônica e os parâmetros físico-químicos do sedimento na zona litorânea no Lago Paranoá, Brasília, DF.** Master Thesis. Departamento de Ecologia Universidade de Brasília, Brazil, p. 101, 1990.

CAPÍTULO 7

BÚSQUEDA DE BIOMARCADORES PARA IDENTIFICACIÓN TEMPRANA DE SEXO Y ESTRUCTURA POBLACIONAL DE *DISSOSTICHUS ELEGINOIDES*

Data de aceite: 01/11/2020

Jorge Touma

Laboratory of Molecular Ecology, Genomics, and Evolutionary Studies, Department of Biology, University of Santiago de Chile, Santiago, Chile.

Facultad de Medicina, Centro de Investigación Biomédica, Universidad Diego Portales, Santiago, Chile

Killen Garcia

Laboratory of Molecular Ecology, Genomics, and Evolutionary Studies, Department of Biology, University of Santiago de Chile, Santiago, Chile

Scarleth Bravo

Laboratory of Molecular Ecology, Genomics, and Evolutionary Studies, Department of Biology, University of Santiago de Chile, Santiago, Chile

Francisco Leiva

Laboratory of Molecular Ecology, Genomics, and Evolutionary Studies, Department of Biology, University of Santiago de Chile, Santiago, Chile

Rodrigo Vidal

Laboratory of Molecular Ecology, Genomics, and Evolutionary Studies, Department of Biology, University of Santiago de Chile, Santiago, Chile

RESUMEN: Una de las actividades más relevantes que tiene Chile es la acuicultura. Focalizado principalmente en salmónidos. Por lo que, en los últimos años, el país ha puesto en marcha un programa de diversificación acuícola de especies marinas como *Dissostichus eleginoides* (*Patagonian toothfish* o bacalao de profundidad *D. eleginoides* es un recurso con un elevado valor económico, nutricional y con una elevada demanda tanto en mercados nacionales como internacionales. La sobrepesca de este recurso ha dejado como consecuencia que se encuentra catalogado como “Agotado y en fuerte sobrepesca” por la Subsecretaría de Pesca y Acuicultura de Chile. Este pez se distribuye por todo el territorio marítimo chileno, y es de gran tamaño y con una vida media de 50 años, con una madurez sexual de alrededor de 10 años. Este lento crecimiento sexual, dificulta la separación temprana de machos y hembras que mejoran el manejo de la especie en términos productivos. La búsqueda de biomarcadores específicos de sexo es un recurso importante si se plantea generar una producción sostenible en el tiempo de *D. eleginoides*. Por otro lado, los estudios genéticos de población pueden generar información relevante y necesaria tales como conexión de poblaciones, diseño de unidades de administración y diversidad genética. Información relevante para poder evitar el *inbreeding*, mejorando la producción. Se logró determinar un SNP (*single nucleotide polymorphism*) para determinar de manera temprana el sexo y obtuvieron 11 SSR (*simple sequence repeat*) para análisis de estructura poblacional mediante RADseq y secuenciación mediante Illumina

MiSeq Nano platform respectivamente.

PALABRAS CLAVE: Biomarcador, SNPs, SSR, *Dissostichus eleginoides*.

SEARCH FOR BIOMARKERS FOR EARLY IDENTIFICATION OF SEX AND POPULATION STRUCTURE OF DISSOSTICHUS ELEGINOIDES

ABSTRACT: One of the most relevant activities that Chile has is aquaculture. Mainly focused on salmonids. Therefore, in recent years, the country has launched an aquaculture diversification program for marine species such as *Dissostichus eleginoides* (Patagonian toothfish). *D. eleginoides* is a resource with high economic and nutritional value and with high Demand both in national and international markets. The overfishing of this resource has resulted in it being classified as "Exhausted and heavily overfished" by the Chilean Undersecretary of Fisheries and Aquaculture. This fish is distributed throughout the Chilean maritime territory, and it is large in size and with a half-life of 50 years, with a sexual maturity of around 10. This slow sexual growth makes the early separation of males and females difficult, improving the management of the species in productive terms. Search of specific sex biomarkers is an important resource if it is proposed to generate a sustainable production over time of *D. eleginoides*. On the other hand, genetic studies of the population can generate relevant and necessary information such as population connection, design of management units and genetic diversity. Relevant information to avoid inbreeding, improving production. It was possible to determine a SNP (single nucleotide polymorphism) to determine the sex early and they obtained 11 SSRs (single sequence repeat) for population structure analysis by RADseq and sequencing by Illumina MiSeq Nano platform respectively.

KEYWORDS: Biomarker, SSR, SNPs, *Dissostichus eleginoides*.

1 | INTRODUCCIÓN

Desde su origen en 1950 en Chile como una actividad socio-económica relevante, la acuicultura, entendiéndose como tal el cultivo de organismos acuáticos con técnicas encaminadas a hacer más eficiente su producción, ha experimentado a nivel mundial un crecimiento sostenido, con una velocidad de progresión superior al resto de los sectores de producción de alimentos de origen animal. El principal fundamento para esta rápida expansión corresponde a la limitación que presentan los recursos naturales como fuente de alimento, incapaces por sí solos de hacer frente a la creciente demanda mundial por alimentos. Esto se refleja claramente en que, en la actualidad más de la mitad de los productos acuícolas consumidos por la población mundial proceden de centros de cultivo. (FUENTES OLMOS, 2014)

Aunque la acuicultura es muy diversa e incluye peces, moluscos, crustáceos, algas e invertebrados, su principal actividad se centra en el cultivo de peces, que actualmente representa dos tercios de la producción acuícola mundial animal y engloba 346 especies (FISHERIES; AQUACULTURE, 2013). En Chile, la acuicultura representa una de las actividades económicas más relevantes, junto con la minería y el sector forestal.

Una de las principales especies acuícolas con gran potencial exportador para nuestro país, corresponde a *Dissostichus eleginoides* (Smitt, 1898) o bacalao de profundidad. El bacalao de profundidad, también conocido como merluza negra, patagonian toothfish, Mero, chilean seabass, merluza negra austral o merluza austral de la patagonia, es un importante recurso pesquero nacional con un elevado valor comercial (USD\$35 por kilogramo de peso) (IFOP, 2017). Esta especie corresponde a un pez bentopelágico, con una larga vida y que está ampliamente distribuido a lo largo de la costa de Chile, desde la plataforma patagónica e islas subantárticas y montes submarinos a profundidades de 1.000 a 2.000 metros (COLLINS et al., 2010). *D. eleginoides*. logra un gran tamaño, alcanzando longitudes de 2 a 3 metros y pesos mayores de 200 kilogramos, y es un recurso objetivo de pesquerías comerciales que suministra al mercado individuos silvestres (COLLINS et al., 2010) which initially grow rapidly on the shallow shelf areas, before undertaking an ontogenetic migration into deeper water. Although they are active predators and scavengers, there is no evidence of large-scale geographic migrations, and studies using genetics, biochemistry, parasite fauna and tagging indicate a high degree of isolation between populations in the Indian Ocean, South Georgia and the Patagonian Shelf. Patagonian toothfish spawn in deep water (ca. 1000. m. Sin embargo, debido a la débil normativa y en parte a la pesca indiscriminada, inclusive capturando individuos juveniles de muy bajo peso (<2kg) que generan una disrupción en el ecosistema de este pez, desde la década de los 90, este recurso está considerado en estatus de sobreexplotado (MARKO; NANCE; GUYNN, 2011; REYES et al., 2012), lo cual impone serias restricciones al volumen total de individuos silvestres que pueden ser capturados.

De esta forma, el desarrollo e implementación del cultivo industrial del bacalao de profundidad representa un objetivo fundamental dentro de los programas de diversificación acuícolas nacionales. Por lo que es menester conocer sobre la biología de la especie a cultivar, factores ambientales que la afectan, condiciones de alimentación, comportamiento, patógenos y caracterización de las etapas de desarrollo embrionario y larvario entro otros aspectos.

Hoy en día, al sur de Chile, en Chiquihue, Puerto Montt, se encuentra en centro pionero de incubación y desarrollo de *D. eleginoides* (Chilean Seabass Aquaculture - www.chileanseabass.cl). En la actualidad, ha logrado estandarizar el proceso reproductivo de este pez, en términos de dieta, temperatura, condiciones de cultivo (condiciones del agua, fotoperiodos y termoperiodos), procesos de maduración para hembras y machos; logrando conseguir los gametos correspondientes de cada uno de ellos para su posterior fecundación y reproducción, además caracterizar morfológicamente los estadios embrionarios y larvales de esta especie (MUJICA et al., 2016)

El bacalao de profundidad (*Dissostichus eleginoides*) es un gran nototénido con una gran capacidad migratoria, que se encuentra en las plataformas y pendientes del sur de América del Sur y alrededor de las islas subantárticas del Océano Austral (EVSEENKO;

KOCK; NEVINSKY, 1995). Debido a su tamaño y características nutricionales, es un recurso de alto valor económico, con alta demanda, tanto en los mercados nacionales como en el exterior (GRILLY et al., 2015). Además, el bacalao de profundidad es una especie clave dentro del ecosistema marino (EVSEENKO; KOCK; NEVINSKY, 1995). Sin embargo, las características biológicas del bacalao de profundidad, como una vida útil prolongada, el inicio tardío de la madurez reproductiva y un número relativamente pequeño de huevos, lo hacen altamente vulnerable a la sobreexplotación.

Actualmente, está ampliamente aceptado que los estudios genéticos poblacionales, en combinación con otros estudios (por ejemplo, ecológicos), pueden generar información relevante y necesaria en varios aspectos clave, como la conexión de las poblaciones, el diseño de unidades de manejo y la diversidad genética, entre otros (HEDRICK, 1999). En este contexto, el desarrollo de marcadores moleculares es uno de los primeros pasos lógicos. Los microsatélites (o la repetición de secuencias simples -SSR-) han sido durante mucho tiempo, los marcadores moleculares más utilizados en estudios genéticos poblacionales, debido a sus altos niveles de polimorfismo, estabilidad y codominancia (LI et al., 2002; WEBER, 1990). Aunque hay algunos estudios enfocados en la evaluación de los aspectos genéticos poblacionales de las dentaduras patagónicas, se han visto limitados por el escaso número de microsatélite disponibles para esta especie (cinco loci (ARANEDA et al., 2017)). Aunque el número exacto de loci de segregación independiente que se utilizará en estudios genéticos poblacionales es todavía una cuestión de controversia, los estudios empíricos y teóricos han demostrado que un número limitado de loci puede generar conclusiones sesgadas (KOSKINEN et al., 2004). Hoy en día, los avances en tecnologías de secuenciación de alto rendimiento (REUTER; SPACEK; SNYDER, 2015) ofrecen una gran oportunidad para generar cientos de loci de microsatélites. Por lo tanto, para satisfacer las necesidades de los marcadores moleculares en esta valiosa especie, desarrollamos y evaluamos un número importante de loci de microsatélites utilizando Illumina MiSeq. Por otro lado, Si se plantea generar una producción sostenible en el tiempo de *D. eleginoides*, la búsqueda de biomarcadores específicos de sexo para animales es un recurso muy relevante para la industria (LIU et al., 2018). Los estudios genéticos de población pueden generar información relevante y necesaria tales como conexión de poblaciones, diseño de unidades de administración y diversidad genética. Información relevante para poder evitar el *inbreeding*, mejorando la producción (CONNON et al., 2018; HERAS, 2020; YOU; LI; ZHOU, 2019). En el presente trabajo se encontró un SNP (*single nucleotide polymorphism*) de identificación de sexo temprano y 11 SSR no codificantes (*simple sequence repeat*) para análisis de estructura poblacional mediante RADseq (restriction site-associated DNA sequencing) y secuenciación mediante Illumina MiSeq Nano *platform* respectivamente. Los marcadores generados aquí representan una herramienta importante para futuros estudios de diversidad genética, estructura poblacional y sexo temprano de *D. eleginoides*.

2 | MATERIALES Y MÉTODOS

Para el análisis de SSR, se obtuvo DNA genómico total de 8 individuos. Posteriormente los DNA totales extraídos se mezclaron y secuenciaron en la plataforma Illumina MiSeq Nano (San Diego, CA, EE. UU.). Posteriormente se realizó procesamiento de lecturas (EDGAR, 2010; MEGLÉCZ et al., 2010). Para la evaluación de polimorfismos y diversidad genética de cada locus, se recolectaron 20 muestras de *D. eleginoides* de dos localidades separadas 2,370 kilómetros. Se recogieron doce de la costa del océano Pacífico de Puerto Montt y ocho muestras de la costa del océano Pacífico de Iquique (Figura 1). Los SSRs posteriormente se procesaron en un analizador genético SeqStudio (Applied Biosystems™). Los datos de Fsa con valores pico se procesaron y analizaron en Genemarker v2.4. Se utilizó el programa GeneAlex v6.51b2 para determinar varios parámetros genéticos. Genepop para estimar el coeficiente de consanguinidad de Wright (FIS) y el posible desequilibrio de ligamiento entre pares de loci y Cervus v3.0.7 para estimar el contenido de información polimórfica (PIC) por loci. También se evaluó la presencia de alelo nulo, gran abandono de alelos y presencia de *stutter* para cada locus de microsatélite con Microchecker v2.2.3, utilizando 1000 aleatorizaciones.

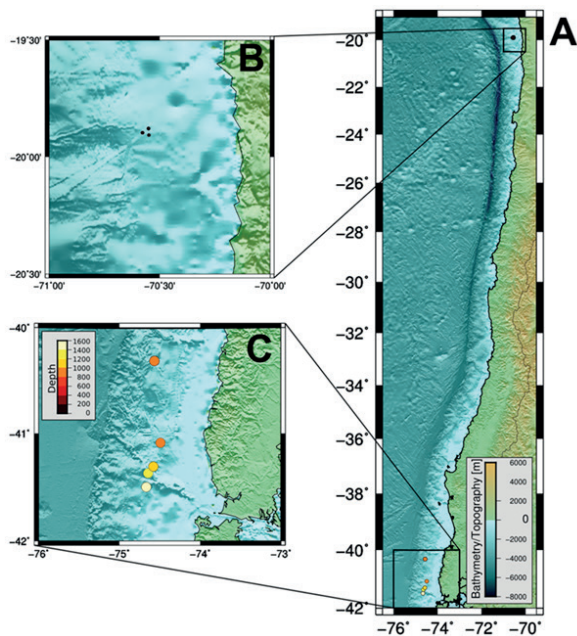


Figura 1. Muestras de ubicaciones de sitios a través del océano pacífico chileno. A) Amplio panorama de la distancia entre ambas regiones chilenas utilizada para la recolección de muestras. B) Región norte (Iquique) en 3 sitios diferentes, se recolectaron 8 muestras. C) Región sur (Puerto Montt) en 5 sitios diferentes (y diferentes profundidades) se recolectaron 12 muestras.

Para la búsqueda de biomarcadores de sexo, se obtuvieron 10 individuos de sexo conocido de la zona de Pisagua, Iquique, Chile. Posteriormente se realizó un RAD-seq por Floragenex, Inc. (Eugene, OR, EE. UU.) (STÖLTING et al., 2013) two ecologically divergent hybridizing forest trees, using >38,000 SNPs assayed by restriction site associated DNA (RAD). Posteriormente, se realizaron análisis bioinformáticos (LANGMEAD et al., 2009; LI, 2011). Finalmente se realizó alineamientos para identificar el fragmento de proteína del biomarcador. Se realizó análisis de RFLP (Restriction Fragment Length Polymorphism) en gel de poliacrilamida y posteriormente análisis de SNaPshot y secuenciación Sanger del amplicón de 110pb para observar el SNP presente en machos y hembras de *D. eleginoides* con el equipo Applied Biosystems SeqStudio Genetic Analyzer, ThermoFisher, USA

3 I RESULTADOS

3.1 Obtención de biomarcadores de tipo SSR no codificantes en *D. eleginoides* para análisis poblacional para su mejor cultivo

Usando la secuenciación de Illumina del ADN genómico del bacalao de profundidad, se obtuvieron 1,861,572 secuencias en bruto, con aproximadamente 456 millones de bases. Se identificaron 1,071 loci de microsatélite con sus respectivos pares de primers. Entre ellos, 888 (82.9%) microsatélites eran motivos de secuencia de repetición doble, 161 (15.03%) fueron motivos de secuencia de repetición triple, 15 (1.4%) fueron motivos de secuencia repetitiva tetra, 5 (0.46%) secuencia de repetición penta los motivos y 2 (0.18%) fueron motivos de secuencia de repetición hexagonal. Parece ser que la frecuencia de los motivos repetidos disminuye con el aumento de las cantidades de bases en cada motivo, con la excepción del motivo CG, que es el único motivo de secuencia de repetición doble con la frecuencia mínima.

De los 195 pares de cebadores seleccionados, los primeros treinta y cinco cebadores con los motivos más repetitivos se eligieron para usar en este estudio, de los cuales se comprobó que veintidós motivos de microsatélites tienen buena calidad técnica, es decir, no presentaron una cantidad significativa de *stutter*. En un nivel de población global, la mayoría de estos loci de microsatélites mostraron un nivel adecuado de polimorfismo. El rango de alelos y PIC varió de 2 a 22 (media por locus: 11.14) y de 0.374 a 0.937 (media: 0.748), respectivamente.

En un análisis local, el número de alelos varió de 2 a 17 en la ubicación de Puerto Montt y la heterocigosidad observada varió de 0,00 a 0,90, mientras que la heterocigosidad esperada varió de 0,15 a 0,92. En el caso de la ubicación de Iquique, 3 loci (DELIG-22, DELIG 31 y DELIG 32) fueron monomorfas y el resto de los loci presentaron un rango de número de alelos de 2 a 12 y un rango de heterocigosidad observada y esperada de 0.12 a 0.87. y de 0.11 a 0.90, respectivamente. Los coeficientes de consanguinidad (PIS) estadísticamente significativos ($p < 0.05$) variaron de 0.11 a 1.0 en la ubicación de

Puerto Montt y de -0.02 a 0.80 en la ubicación de Iquique. Se determinaron desviaciones significativas de HWE a cuatro loci (DELIG-6, DELIG-12, DELIG-15 y DELIG-25) en la ubicación de Puerto Montt y a uno (DELIG-18) en la ubicación de Iquique. La devaluación de artefactos técnicos por Micro-Checker v2.2.3, indicó que tres loci (DELIG-6, DELIG-12 y DELIG-25) mostraron evidencia de alelo nulo (Tabla 1)

Microsatellite loci	Location	Na	Ho	He	FIS
DELIG-1	Puerto Montt	17	0.75	0.92	0.22*
	Iquique	10	0.71	0.87	0.25*
DELIG-2	Puerto Montt	16	0.66	0.91	0.31*
	Iquique	12	0.71	0.9	0.28*
DELIG-3	Puerto Montt	6	0.41	0.75	0.48*
	Iquique	5	0.16	0.73	0.80*
DELIG-6	Puerto Montt	7	0.33	0.77*	0.59*
	Iquique	4	0.87	0.70	-0.18
DELIG-7	Puerto Montt	14	0.83	0.89	0.11
	Iquique	6	0.62	0.57	-0.01
DELIG-9	Puerto Montt	8	0.58	0.81	0.32*
	Iquique	7	0.62	0.78	0.27
DELIG-12	Puerto Montt	5	0.25	0.6*	0.61*
	Iquique	5	0.37	0.64	0.46*
DELIG-13	Puerto Montt	15	0.75	0.90	0.21*
	Iquique	10	0.50	0.88	0.48*
DELIG-14	Puerto Montt	5	0.66	0.71	0.11*
	Iquique	2	0.37	0.30	-0.16
DELIG-15	Puerto Montt	6	0.58	0.77*	0.28*
	Iquique	7	0.75	0.84	0.17
DELIG-17	Puerto Montt	14	0.66	0.90	0.30*
	Iquique	8	0.50	0.84	0.46*
DELIG-18	Puerto Montt	2	0.50	0.37	-0.29
	Iquique	3	0.62	0.57*	-0.02*
DELIG-19	Puerto Montt	4	0.50	0.51	0.06
	Iquique	3	0.37	0.32	-0.10
DELIG-20	Puerto Montt	3	0.16	0.15	-0.02
	Iquique	3	0.25	0.39	0.42
DELIG-22	Puerto Montt	5	0.45	0.61	0.30
	Iquique	1	-	-	-
DELIG-23	Puerto Montt	2	0.00	0.44	1.0*
	Iquique	2	0.12	0.11	-
DELIG-24	Puerto Montt	8	0.33	0.73	0.57*
	Iquique	5	0.71	0.68	0.03
DELIG-25	Puerto Montt	12	0.50	0.88*	0.47*
	Iquique	11	0.75	0.88	0.21
DELIG-30	Puerto Montt	8	0.66	0.80	0.21
	Iquique	7	0.87	0.80	-0.02
DELIG-31	Puerto Montt	2	0.00	0.15	1.0*
	Iquique	1	-	-	-
DELIG-32	Puerto Montt	2	0.18	0.16	-0.05
	Iquique	1	-	-	-
DELIG-33	Puerto Montt	9	0.91	0.74	-0.19
	Iquique	7	0.50	0.82	0.45*

Tabla 1. Marcadores de microsatélite seleccionados para la genotipificación de los 20 individuos de bacalao de profundidad de 2 lugares de la costa del océano Pacífico, Chile. Na: número de alelos; Ho: heterocigosidad observada He: heterocigosidad esperada; FIS: coeficiente de endogamia. *: desviación significativa ($p < 0,05$) del coeficiente de endogamia y equilibrio de Hardy-Weinberg, para cada ubicación y lugar.

3.2 Obtención SNPs involucrados en la detección de sexo temprano en *D. eleginoides* para su mejor cultivo

Usando la técnica de RAD-seq se obtuvieron fragmentos RAD de 91 pb. Posteriormente al análisis bioinformático, esta técnica arrojó 39.892 RAD_kmer de 91pb, los cuales fueron filtrados en ausencia en hembras y presencia en machos. Lo que redujo a 4 RAD_kmer los cuales se filtraron por la presencia o ausencia del SNP (Figura 2).

#CHROM	POS	REF	ALT	Female 11	Female 2	Male 19	Male 17	Male 13	Female 22	Male 20	Male 18	Female 05	Male 21
RAD_kmer_0010666	35	A	T	0/0	0/0	0/1	0/1	0/1	0/0	0/1	0/1	0/0	0/1
RAD_kmer_0016418	50	A	C	0/0	0/0	0/1	0/1	0/1	0/0	0/1	0/1	0/0	1/1
RAD_kmer_0042887	89	A	T	0/0	0/0	0/1	0/1	0/1	0/0	0/1	0/1	0/0	0/1
RAD_kmer_0046899	86	C	T	0/0	0/0	0/1	0/1	0/1	0/0	0/1	1/1	0/0	0/1

Figura 2. RAD_kmers escogidos para mandar a sintetizar partidores. Se observa la ausencia de SNPs en hembras y presencia en machos

Dado la ausencia de un genoma de *D. eleginoides* se realizó un BLASTx de Iso RAD_kmers contra el genoma de un pez cercano, *Nothothenia corriceps*. El análisis identificó un fragmento de la proteína fosfatidilinositol 4 fosfato 5 kinasa (PI4P5K). El resultado obtenido fue la enzima perteneciente al género de peces de hielo de bacalao (*cod*) nativos del Océano Austral y otras aguas alrededor de la Antártida con una identidad del 100% con un query cover de 72%. Con esta secuencia se determinó la síntesis de primers que flanquearan el amplicón y mediante RFLP se determinó la presencia o ausencia del SNP involucrado en el sexo el cual daba un patrón particular debido al sitio de corte de la enzima *A**l**u**l* (5'-AG/CT-3') en donde hay un cambio del tercer nucleótido del sitio de la enzima de restricción. Donde C/C es para hembra y C/T es para macho (figura 3).

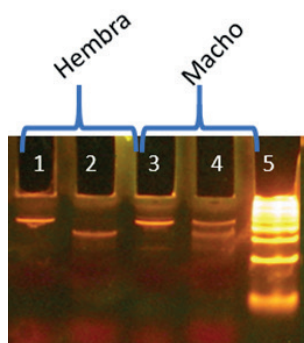


Figura 3. Gel de poliacrilamida al 12%. Carril 1 amplicón de hembra sin digerir. Carril 2 amplicón de hembra digerido con *A**l**u**l*. Carril 3 amplicón de macho sin digerir. Carril 4 amplicón de macho digerido con *A**l**u**l*. Carril 5 estándar low range.

Para la confirmación de la secuencia donde se encontraba el SNP se realizó la secuenciación Sanger arrojando el polimorfismo para el caso de los machos (Figura 4).

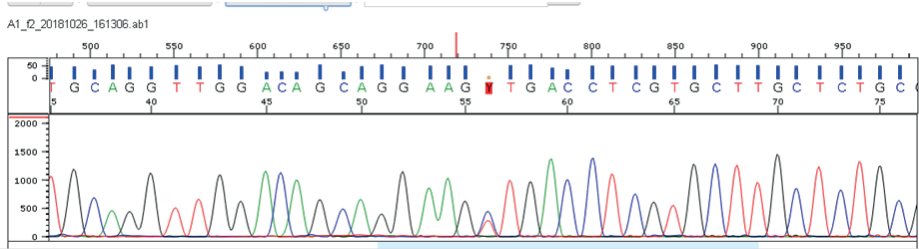


Figura. 4. Electroferograma de secuenciación de fragmento amplificado. La letra Y indica el SNP que puede ser T/C.

Para una detección y diagnóstico más rápido se implementó la técnica de SNaPshot. El Sistema Multiplex SNaPshot® de ThermoFisher USA, el cual es un método basado en la extensión de cebadores desarrollado para el análisis de polimorfismos de un solo nucleótido (SNP); el cual confirmó la presencia de heterocigocidad en el caso de los machos y homocigocidad en el caso de las hembras (Figura 5).

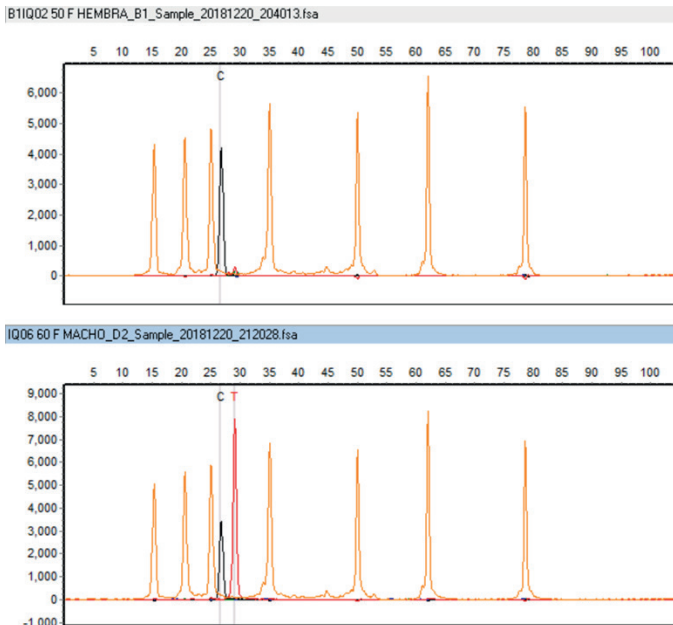


Figura 5. Análisis de SNaPshot. Figura de arriba corresponde a una hembra de *D. eleginoides* y la figura de abajo a un macho. Se puede observar que en la hembra hay un solo pico versus el macho presenta dos picos, dado al polimorfismo.

4 | DISCUSIÓN

El uso de biomarcadores para la industria acuícola para la optimización de la producción de peces ha sido fuertemente explotado (Wang et al., 2019; Araneda et al., 2017; X. Li et al., 2020; Mojekwu & Anumudu, 2013). La obtención y comprobación de 11 biomarcadores de tipo SSR no codificantes en *D. eleginoides* ha sido un logro importante para la futura industria del bacalao de profundidad. Este trabajo, es el primer estudio en el que se utiliza tecnología de secuenciación de alto rendimiento para desarrollar 22 marcadores genéticos (SSRs) en *D. eleginoides* los cuales se comprobaron con un variado set de muestras. Estos resultados permitirán realizar análisis de población y certificación de crianzas de estos peces, evitando la endogamia en su cultivo de forma rápida y fiable, obtener información suficiente de un individuo o grupo de individuos para llevar a cabo análisis de poblaciones, o establecer relaciones de parentesco con gran precisión. Además, este método es útil en la caracterización genética de poblaciones naturales o cultivadas, así como en la reconstrucción del pedigrí a partir de muestras. Esta información permite controlar e incluso mejorar las características de los stocks reproductores de *D. eleginoides*.

La obtención de un biomarcador (SNP) para la detección de sexo es uno de los procesos más utilizados en el comienzo de la explotación de un recurso acuícola (LIU et al., 2018) which have a long juvenility period that can lasts for 4-5 years. In this study, we found one sex-specific marker by next-generation sequencing together with bioinformatics analysis in bighead carp. The male-specific markers were used to perform molecular sexing in the progenies of artificial gynogenetic diploids and found all progenies (n=160. En la actualidad, la poca información genómica de *D. eleginoides* solo ha permitido usar rasgos morfométricos para la identificación y desarrollo de esta especie (REYES et al., 2012). La generación de este marcador de sexo temprano de *D. eleginoides* es un paso crucial para el mejor manejo de los peces en acuicultura. Hasta el momento solamente se ha podido diagnosticar mediante imagenología ultrasónica (ecografías) cuando el pez ya este maduro que es alrededor de los 10 años.

Una de las etapas fundamentales para la obtención de este método de cultivo, es la estimación del estadio de madurez reproductiva, así como la determinación de la proporción de sexo en las poblaciones de *D. eleginoides*. Para ello, es crucial identificar tempranamente el sexo de los individuos, pues podría haber diferencias importantes asociadas al sexo en parámetros tales como mortalidad, crecimiento y patrones de migración de las poblaciones piscícolas. Así, estas diferencias pueden ser decisivas en la determinación del éxito reproductor de dichas poblaciones como se ha documentado en otros estudios en acuicultura (WANG; SHEN, 2018).

Además, la identificación temprana de sexo permite la opción de optimizar el desarrollo y crecimiento de cada género, permitiendo, de esta manera, optimizar las condiciones necesarias para cada sexo, controlando y mejorando stocks tanto para futuros reproductores como ejemplares para su venta.

5 | CONCLUSIONES

Primer estudio en el que se utiliza tecnología de secuenciación de alto rendimiento para desarrollar 22 marcadores genéticos (SSRs). Estos serán útiles en futuros estudios sobre conservación, pesquerías, certificación de crías, reconstrucción de pedigrí y genética de poblaciones de esta especie. Además se logró obtener un biomarcador (SNP) de detección de sexo, el cual permitirá identificar de manera temprana el sexo, paso crucial para el mejor manejo de los peces en acuicultura, por el largo tiempo de maduración sexual que presenta esta especie.

AGRADECIMIENTOS

A Alberto Reyes de la empresa Chilean Seabass Aquaculture y a la Universidad de Santiago de Chile.

FINANCIAMIENTO

Programa Técnico de Diversificación Acuícola de Chile, CORFO-PTEC (15PTEC-47685). CONICYT + PAI/ CONCURSO NACIONAL TESIS DE DOCTORADO EN EL SECTOR PRODUCTIVO, 2019 + Folio T7819120001

REFERENCIAS

- ARANEDA, Cristian; LAM, Natalia; ITURRA, Patricia; JILBERTO, Felipe; CORDOVA, Valentina; GALLARDO, Pablo. Utility of five SSR markers for genetic diversity and paternity exclusion analysis in the Patagonian toothfish. **Latin American Journal of Aquatic Research**, [S. l.], v. 45, n. 1, p. 188–192, 2017. DOI: 10.3856/vol45-issue1-fulltext-18. Disponible em: http://www.lajar.cl/pdf/imar/v45n1/Articulo_45_1_18.pdf.
- COLLINS, Martin A.; BRICKLE, Paul; BROWN, Judith; BELCHIER, Mark. **The Patagonian Toothfish. Biology, Ecology and Fishery**. 1. ed. [s.l.] : Elsevier Ltd., 2010. v. 58 DOI: 10.1016/B978-0-12-381015-1.00004-6. Disponible em: <http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-381015-1.00004-6>.
- CONNOR, Richard E.; JEFFRIES, Ken M.; KOMOROSKE, Lisa M.; TODGHAM, Anne E.; FANGUE, Nann A. The utility of transcriptomics in fish conservation. **Journal of Experimental Biology**, [S. l.], v. 221, n. 2, 2018. DOI: 10.1242/jeb.148833. Disponible em: <https://jeb.biologists.org/content/221/2/jeb148833>.
- EDGAR, Robert C. Search and clustering orders of magnitude faster than BLAST. **Bioinformatics**, [S. l.], v. 26, n. 19, p. 2460–2461, 2010. DOI: 10.1093/bioinformatics/btq461. Disponible em: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btq461>.
- EVSEENKO, S. A.; KOCK, K. H.; NEVINSKY, M. M. Early Life History of the Patagonian Toothfish, *Dissostichus Eleginoides* Smitt, 1898 in the Atlantic Sector of the Southern Ocean. **Antarctic Science**, [S. l.], v. 7, n. 3, p. 221–226, 1995. DOI: 10.1017/S0954102095000319.

FISHERIES, F. A. O.; AQUACULTURE, Global. FAO Fisheries and Aquaculture Department Global Aquaculture Production Statistics 2011. [*S. I.*], v. 2011, n. March, p. 1–3, 2013.

FUENTES OLMOS, Jessica. Evolución del régimen ambiental de la acuicultura en Chile. **Revista de derecho (Valparaíso)**, [*S. I.*], n. 42, p. 441–477, 2014. DOI: 10.4067/S0718-68512014000100013. Disponible em: http://www.scielo.cl/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0718-68512014000100013&lng=en&nrm=iso&tlng=en.

GRILLY, Emily; REID, Keith; LENEL, Sarah; JABOUR, Julia. The price of fish: A global trade analysis of Patagonian (*Dissostichus eleginoides*) and Antarctic toothfish (*Dissostichus mawsoni*). **Marine Policy**, [*S. I.*], v. 60, p. 186–196, 2015. DOI: 10.1016/j.marpol.2015.06.006. Disponible em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.marpol.2015.06.006>.

HEDRICK, Philip W. PERSPECTIVE: HIGHLY VARIABLE LOCI AND THEIR INTERPRETATION IN EVOLUTION AND CONSERVATION. **Evolution; international journal of organic evolution**, United States, v. 53, n. 2, p. 313–318, 1999. DOI: 10.1111/j.1558-5646.1999.tb03767.x.

HERAS, Joseph. Fish Transcriptomics : Applied to our Understanding of Aquaculture. [*S. I.*], n. January, 2020. DOI: 10.20944/preprints202001.0332.v1.

IFOP. **Exportaciones Bacalao de Profundidad 1987-2017. Sección economía. Chile.** [s.l.: s.n.].

KOSKINEN, MIKKO T.; HIRVONEN, HEIKKI; LANDRY, PIERRE-ALEXANDRE; PRIMMER, CRAIG R. The benefits of increasing the number of microsatellites utilized in genetic population studies: an empirical perspective. **Hereditas**, [*S. I.*], v. 141, n. 1, p. 61–67, 2004. DOI: 10.1111/j.1601-5223.2004.01804.x. Disponible em: <https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.2004.01804.x>.

LANGMEAD, Ben; TRAPNELL, Cole; POP, Mihai; SALZBERG, Steven L. Ultrafast and memory-efficient alignment of short DNA sequences to the human genome. **Genome Biology**, [*S. I.*], v. 10, n. 3, p. R25, 2009. DOI: 10.1186/gb-2009-10-3-r25. Disponible em: <https://doi.org/10.1186/gb-2009-10-3-r25>.

LI, Heng. A statistical framework for SNP calling, mutation discovery, association mapping and population genetical parameter estimation from sequencing data. **Bioinformatics (Oxford, England)**, England, v. 27, n. 21, p. 2987–2993, 2011. DOI: 10.1093/bioinformatics/btr509.

LI, Xiaohui; TANG, Yongtao; ZHANG, Renyi; TIAN, Fei; ZHAO, Kai. Characterization and development of SSR markers of schizothoracine fish (Cypriniformes: Cyprinidae) based on SLAF-seq Technique. **Journal of Applied Ichthyology**, [*S. I.*], v. 36, n. 4, p. 519–527, 2020. DOI: 10.1111/jai.14032. Disponible em: <https://doi.org/10.1111/jai.14032>.

LI, You-Chun; KOROL, Abraham B.; FAHIMA, Tzion; BEILES, Avigdor; NEVO, Eviatar. Microsatellites: genomic distribution, putative functions and mutational mechanisms: a review. **Molecular Ecology**, [*S. I.*], v. 11, n. 12, p. 2453–2465, 2002. DOI: 10.1046/j.1365-294X.2002.01643.x. Disponible em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-294X.2002.01643.x>.

LIU, Haiyang; PANG, Meixia; YU, Xiaomu; ZHOU, Ying; TONG, Jingou; FU, Beide. Sex-specific markers developed by next-generation sequencing confirmed an XX/XY sex determination system in bighead carp (*Hypophthalmichthys nobilis*) and silver carp (*Hypophthalmichthys molitrix*). **DNA research : an international journal for rapid publication of reports on genes and genomes**, [*S. I.*], v. 25, n. 3, p. 257–264, 2018. DOI: 10.1093/dnares/dsx054. Disponible em: <https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/29315393>.

MARKO, Peter B.; NANCE, Holly A.; GUYNN, Kimberly D. Genetic detection of mislabeled fish from a certified sustainable fishery. **Current Biology**, [S. l.], v. 21, n. 16, p. R621–R622, 2011. DOI: 10.1016/j.cub.2011.07.006. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.cub.2011.07.006>.

MEGLÉCZ, Emese; COSTEDOAT, Caroline; DUBUT, Vincent; GILLES, André; MALAUSA, Thibaut; PECH, Nicolas; MARTIN, Jean-François. QDD: a user-friendly program to select microsatellite markers and design primers from large sequencing projects. **Bioinformatics**, [S. l.], v. 26, n. 3, p. 403–404, 2010. DOI: 10.1093/bioinformatics/btp670. Disponível em: <https://doi.org/10.1093/bioinformatics/btp670>.

Microsatellite markers in Aquaculture : Application in Fish population genetics. [S. l.], v. 5, n. 4, p. 43–48, 2013.

MUJICA, Armando; PEÑAILILLO, Daniela; REYES, Alberto; NAVA, María Luisa. Desarrollo embrionario y larval de *Dissostichus eleginoides* (Pisces: Nototheniidae). **Revista de Biología Marina y Oceanografía**, [S. l.], v. 51, n. 3, p. 675–680, 2016. DOI: 10.4067/S0718-19572016000300018.

REUTER, Jason A.; SPACEK, Damek V; SNYDER, Michael P. Review High-Throughput Sequencing Technologies. **Molecular Cell**, [S. l.], v. 58, n. 4, p. 586–597, 2015. DOI: 10.1016/j.molcel.2015.05.004. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.1016/j.molcel.2015.05.004>.

REYES, Alberto; KIDO, Roberto; MORENO, Carlos A.; EDUCACIÓN, Corporación De; ARAUCANA, La; MONTT, Puerto. Captura y mantención de *Dissostichus eleginoides* para conformar un plantel de reproductores Capture and maintenance of *Dissostichus eleginoides* to establish a broodstock group. **Latin american journal of aquatic research**, [S. l.], v. 40, n. 4, p. 1066–1071, 2012. DOI: 103856/vol40-issue4-fulltext-21.

STÖLTING, Kai N.; NIPPER, Rick; LINDTKE, Dorothea; CASEYS, Celine; WAEBER, Stephan; CASTIGLIONE, Stefano; LEXER, Christian. Genomic scan for single nucleotide polymorphisms reveals patterns of divergence and gene flow between ecologically divergent species. **Molecular ecology**, England, v. 22, n. 3, p. 842–855, 2013. DOI: 10.1111/mec.12011.

WANG, Han-Ping; SHEN, Zhi-Gang. **Sex Control in Aquaculture** **Sex Control in Aquaculture**: Wiley Online Books., 2018. DOI: doi:10.1002/9781119127291.ch1. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/9781119127291.ch1>.

WANG, Ziman; LI, Junhui; HAO, Ruijuan; ADZIGBLI, Linda; DENG, Yuewen. Characterization and development of SSR markers of *Pinctada maxima* by RNA-Seq approach. **Aquaculture Reports**, [S. l.], v. 15, p. 100230, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.aqrep.2019.100230>. Disponível em: <http://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S2352513419301115>.

WEBER, J. L. Informativeness of human (dC-dA)_n(dG-dT)_n polymorphisms. **Genomics**, United States, v. 7, n. 4, p. 524–530, 1990. DOI: 10.1016/0888-7543(90)90195-z.

YOU, Xinyong; LI, Qiong; ZHOU, Yali. Application of Transcriptomic Biomarkers in Livestock Product Safety. [S. l.], p. 15246–15249, 2019. DOI: 10.26717/BJSTR.2019.20.003486.

CAPÍTULO 8

ESTUDOS MOLECULARES APLICADOS A CONSERVAÇÃO DE ELASMOBRÂNQUIOS NO LITORAL AMAZÔNICO

Data de aceite: 01/11/2020

Submission date: 24/09/2020

Luis Fernando da Silva Rodrigues Filho

Universidade Federal Rural da Amazônia,
Campus Universitário de Capanema
Capanema/PA

<http://lattes.cnpq.br/2581885567813522>

<https://orcid.org/0000-0002-5715-2668>

Eduardo Lopes de Lima

Universidade Federal Rural da Amazônia,
Campus Universitário de Capanema
Capanema/PA, Brasil;

<http://lattes.cnpq.br/6190228944284315>

João Victor Almeida de Carvalho

Universidade Federal Rural da Amazônia,
Campus Universitário de Capanema
Capanema/PA, Brasil;

João Bráullio de Luna Sales

Laboratório de Biologia Molecular
Aquática, Centro de Estudos Avançados da
Biodiversidade
Belém-PA, Brazil.

<http://lattes.cnpq.br/1304788054324709>

populações estão a sobre-exploração por meio da pesca predatória e a degradação de habitats ocasionadas pela ação antrópica. Somado a isso, há um grande quantitativo de espécies sobre as quais não se tem informações suficientes que permitam avaliar o seu real estado de conservação. Um dos obstáculos impostos à conservação deste grupo é a não identificação correta dos indivíduos capturados durante atividades pesqueiras e carência de mais estudos que relacionem a atividade pesqueira sobre a diversidade genética. Nesse cenário, o uso de ferramentas moleculares tem se mostrado promissor uma vez que, mesmo negligenciadas, servem de instrumentos na elaboração de planos e legislações para conservação dos elasmobrânquios. A esse respeito, esta revisão se propôs a mostrar estudos genéticos no litoral amazônico que podem auxiliar na melhor compreensão dos estoques da região e suas dinâmicas em relação a pesca, discutir as principais causas de ameaça aos elasmobrânquios bem como o uso de ferramentas moleculares com fins de conservação, com ênfase em exemplos de espécies que habitam a região do Litoral Amazônico.

KEYWORDS: Tubarões; Raias, Identificação Molecular, Diversidade Genética, Amazônia.

RESUMO: Os elasmobrânquios são um grupo antigo e diverso de animais que habitam ecossistemas aquáticos amplamente distribuídos pelo globo. Com maturação tardia e produção de poucos descendentes, esses organismos estão atualmente entre os grupos de vertebrados com maior número de espécies ameaçadas de extinção. Dentre os principais ameaça as

MOLECULAR STUDIES APPLIED TO ELASMOBRANCH CONSERVATION THROUGHOUT THE AMAZON COAST

ABSTRACT: Elasmobranchs are an ancient and diverse group of animals that inhabit aquatic ecosystems widely distributed around the globe. Due to late maturation and the production of few offspring, these organisms are currently among the most endangered species of all vertebrates. Overexploitation through predatory fishing and habitat degradation caused by anthropic activities are among the main threats to this group. In addition, a high number of species lacking information to assess their actual conservation status is noted. One of the obstacles to the conservation of this group is the incorrect identification of individuals caught during fishing activities and the lack of further studies that associate fishing activities to genetic diversity. In this regard, the use of molecular tools has shown promise, as they serve as instruments in the development of elasmobranch conservation plans and legislation. In this context, this review aims to show genetic studies on the Amazonian coast that can help in better understanding the stocks of the region and their dynamics in relation to fishing, discuss the main causes of threat to elasmobranchs as well as the use of molecular tools for purposes conservation, with emphasis on examples of species that inhabit the region of the Amazon Coast.

KEYWORDS: Sharks, Rays, Molecular identification, Genetic diversity, Amazon.

1 | INTRODUCTION

Sharks and rays (subclass Elasmobranchii), along with chimeras (subclass Holocephali), make up the current Chondrichthyes class representatives. These fish are known as cartilaginous fish, due to their non-ossified skeletons, and have inhabited aquatic ecosystems on planet Earth for at least 400 million years. They are currently active as top-chain predators in marine and estuarine environments worldwide, playing important trophic web equilibria roles (COMPAGNO, 2001; SZPILMAN, 2004; STEVENS, 2005; AGUIAR & VALENTIN, 2010; BLOCK et al., 2011).

Approximately 1300 species of living Chondrichthyes have been described (FRICKE et al., 2019), which share a predominantly cartilaginous skeleton and an internal fertilization reproductive strategy mediated by claspers (GROGAN, & LUND, 2004; NELSON et al., 2016). According to the International Union for Conservation of Nature's Red List of Endangered Species (IUCN, 2019), 19% of all assessed shark and rays species are listed in one of the current extinction threat categories (Critically Endangered categories - CR, Endangered - EN or Vulnerable - VU), while another 10% are categorized as Near Threatened (NT). In addition, approximately 40% are placed in the Insufficient Data (DD) category, meaning that information concerning their distribution and population abundance does not allow for assessments regarding their actual conservation status, which, in turn, indicates that many species may be at risk of extinction (DULVY et al., 2014). Thus, elasmobranchs are one of the vertebrate groups comprising the highest number of threatened species worldwide (DULVY et al., 2014; SIMPFENDORFER & DULVY, 2017; GROSS, 2019).

Given the current threat status of sharks and rays, the adoption of appropriate management programs for their conservation is imperative, although their implementation faces several obstacles (HEUPEL et al., 2015; DULVY et al., 2017; ESPINOSA et al., 2018; MACKERACHER et al., 2018). These include the non-identification of species caught during fishing activities which, in turn, imposes significant challenges, as this prevents the identification of species under greater fishing pressure, resulting in obstacles concerning statistical surveys that reflect the actual population status of elasmobranch species (HOLMES et al., 2009; GEMAQUE et al., 2017). In Brazil, for example, official fishing statistics use the generalist terms “*caçãõ*” and “*arraia*” or “*raia*” to group non-discriminated species from different taxonomic families, according to normative instruction Number 29 of September 23, 2015. This normative instruction establishes the correlation between common fish names and their respective scientific names to be adopted in marketed products inspected by the Ministry of Agriculture, Livestock and Supply and destined for national marketing (MAPA, 2015).

In this context, molecular methodologies, such as DNA Barcoding, may be applied to correctly identify different species, as they allow for better accuracy in elasmobranch identification (WARD et al., 2005; HOLMES et al., 2009; ASIS et al., 2014; BINEESH et al., 2017; FIELDS et al., 2015; SEMBIRING et al., 2015; VAN DER MERWE & GLEDHILL, 2015; CHUANG et al., 2016; STEINKE et al., 2017; ALMERÓN-SOUZA et al., 2018; FEITOSA et al., 2018; FERRETE et al., 2019; HAQUE et al., 2019; HELLBERG et al., 2019; MUTTAQIN et al., 2019; RODRIGUES-FILHO et al., 2020). Thus, the DNA Barcode technique serves as a basic tool in the implementation of shark and ray management plans aiming at conservation actions.

The Amazon rainforest, an equatorial rainforest region, comprises about 6.7 million km², crossing the borders of nine South American countries. It represents one of the most important biodiversity centers on the planet, sheltering about 2.5 million insect species, tens of thousands of plants, more than 2,000 birds and mammals and about 2,200 fish species (DA SILVA et al., 2005; ALBERT AND REIS, 2011). The coastal area of the Amazon, which comprises the coastal regions of five countries (Colombia, Venezuela, Guyana, Suriname, French Guiana and Brazil), however, requires as much attention concerning conservation than other parts of the Amazon, mainly due to intense interactions between anthropogenic activities and Amazon coast biodiversity, including bony and cartilaginous fish).

This review discusses the main threats to elasmobranchs and the use of molecular tools for the conservation of this group, with emphasis on examples involving species inhabiting the Amazon coast.

2 | ELASMOBRANCHS AS A FISHING RESOURCE

Elasmobranch commercialization as a fishing resource has always been a common activity for coastal human populations, who make use of elasmobranch meat and some by-products. This trade has, however, become increasingly and continuously exploited globally, sometimes in an flawed manner, resulting in extinction risks to several species (FAO, 1999; MUSICK 2005b; CERUTTI-PEREYRA et al., 2012; SEMBIRING et al., 2015; FIELDS et al., 2015; STEINKE et al., 2017; GEMAQUE et al., 2017; ALMERÓN-SOUZA et al., 2018; MUTAQIN et al., 2019)

Among elasmobranchs, sharks are a particularly important fishing resource, caught by diverse fishing gears in different areas worldwide. Their importance is partly due to the finning trade, which displays high commercial value (CARDEÑOSA et al., 2018). However, catching sharks only for their fins is a waste, as medium-sized sharks provide about 3% fins, 35% fillet, 13% liver rich in vitamins A and D, 9% skin, that can be used for making leather goods, and 40% waste that can be processed into animal feed meal (SZPILMAN, 2004; JABADO et al., 2015; TRAN, 2019).

In this context, sharks and rays exhibit different fisheries interests for both the worldwide market and for regional Brazilian markets. No targeted fisheries concerning most skates and rays are observed. However, some species are the target of sport fishing, of bottom trawl nets used in shrimp fishing, or caught as accompanying fauna (bycatch) alongside other target species and discarded after they are already found dead in fishing nets (NUNES et al., 2005; LESSA et al., 2016;). Because of this, some ray species are critically endangered i.e. the sawfish or swordfish (*Pristis pristis*, Linnaeus, 1758), one of the most threatened elasmobranch species in the world, listed by the IUCN as critically endangered (KYNE et al., 2013).

Accordingly, the effects of elasmobranch fishing occur through both intentional and incidental fishing and in industrial or artisanal bycatch form (MUSICK, 2005a). These have been identified as the main aggravating factors in the decreases of elasmobranch population stocks worldwide (DULVY et al., 2014; IUCN, 2019). In Brazil alone, over 19,600 tons of sharks and rays were caught in marine and continental environments in 2011 (MPA, 2011) and it is estimated that overfishing may have caused the decline of over 80% of the abundance of some species (ICMBio, 2010). In addition, as of 2011, no fisheries statistics reports have been produced in Brazil (ICMBio, 2020).

In addition to extreme fishing actions, elasmobranchs are K strategists, a decisive factor concerning this taxon's vulnerability to fishing. K strategist fish generally exhibit low hatchling production and late maturation, resulting in issues concerning their use as a fishing resource (BORNATOWSKI & ABILHOA, 2012). Thus, the contribution of the natural biological characteristics of these organisms, the constant changes caused to their habitats and the fact that they are an overexploited fishing resource, categorize elasmobranchs

as one of the most threatened groups of vertebrates worldwide (LUCIFORA et al., 2011; DULVY et al., 2014).

3 I ELASMOBRANCH EXTINCTION AND CONSERVATION RISKS

DULVY et al. (2014), in a wide systematic survey, concluded that approximately a quarter of all 1,041 shark, ray and chimera species on the IUCN red list are under threat, while only a third is considered safe. The main threats to these organisms are, according to these authors, over-intentional and incidental fishing, which cause serious population stock declines. Among endangered species, individuals with large body sizes and who live in shallow waters are at greater risk, as they are more vulnerable to fishing activities. In addition, habitat loss, catch and climate change are also noted as threats (DULVY et al., 2017).

Although traditionally considered secondary products, the consumption of animal protein derived from sharks and rays in the form of meat, fins, liver, skin and cartilage is significant, especially in the coastal regions of developing countries (FAO, 1999; MUSICK, 2005b). In addition, increased international demands for shark fin soup, considered a high commercial value delicacy in Asian countries, has led to predatory finning for decades (GEMAQUE et al., 2017).

On the other hand, accompanying fauna (bycatch) comprises several organisms captured incidentally when capturing higher commercial value fishing resources (BONANOMI et al., 2017). However, as they are the object of lesser interest, sharks and rays are often discarded, either dead or with little chance of survival, usually without any control concerning their diversity and quantitative records (BONANOMI et al., 2018).

In this context, an aggravating lack of knowledge is still noted regarding the elasmobranch fauna of some regions (LESSA et al., 2016; GEMAQUE et al., 2017). The aforementioned causes contribute to the current conservation status of most elasmobranchs, with a significant number of threatened species and lack of knowledge concerning most elasmobranch representatives (IUCN, 2019). This evidences the need for mechanisms and tools capable of interfering in elasmobranch population declines caused by human activities.

The increases in commercial elasmobranch exploitation have generated the need for more adequate policies and management systems, which are becoming increasingly difficult to implement due to a lack of information on the biology and fishing activities of many sharks and rays (FURTADO-NETO & BARROS-JÚNIOR, 2006). Therefore, to understand the biological and population aspects of these species, as well as the effects of predatory fishing on these populations is paramount for the adequate management of these resources (CORREIA, 2009). In view of the need for such information, and especially regarding low fishing sustainability on a global scale, FAO has developed an international action plan for shark management and conservation, given their high commercial importance. This

plan is aimed at developing and implementing national action plans with the objective of guaranteeing the management and conservation of elasmobranch stocks, with the main established recommendation being the collection of capture and landing data at a species-specific level (FAO, 1999).

The absence of this information has drawn the attention of scientists, organization conservations, the media and the general public (BAUM & WORM, 2009; CAMHI et al., 2009; HEITHAUS et al., 2010; KOLDEWEY & MARTIN-SMITH, 2010). Since the 1950s, fishing laws that regulate international fishing markets have existed to protect elasmobranchs and other fish species, so much so that some pre-existing laws have been changed specifically to protect this group (International Plan of Shark Action and Conservation and Management - IPOA-Sharks, 2019).

In 2014, the Brazilian Ministry of the Environment approved a National Action Plan for the Conservation of Endangered Marine Sharks and Rays (PAN-Sharks and Rays; Ordinance No. 445, of 12/17/2014) with the general objective of “mitigating the impacts on marine elasmobranchs threatened with extinction in Brazil and its environments, for the purpose of short-term conservation ”(BRASIL, 2014, p. 1), aiming at benefiting 55 endangered elasmobranch species (ICMBio, 2010). The plan envisaged 67 actions with nine specific objectives, similar to the IPOA-Sharks. However, monitoring and fishing activity inspection deficiencies have also been pointed out in the plan itself as difficulties in implementing strategies for the conservation of target species (ICMBio, 2010), indicating that any attempt to implement conservationist policies for these organisms will face several barriers.

4 | MOLECULAR IDENTIFICATION

An important step to increase knowledge concerning elasmobranchs is species identification. The difficulty in correctly identifying cartilaginous fish is due to the fact that they arrive either already in processed state in markets, or only their fins are landed, making morphological identification impossible (VOOREN & KLIPPEL, 2006). Because of this, molecular markers have been widely applied to identify species exhibiting economic interest (WARD et al., 2005; KYLE & WILSON, 2007; SEVILLA et al., 2007; HOLMES et al., 2009; ASIS et al., 2014; BINEESH et al., 2015; FIELDS et al., 2015; SEMBIRING et al., 2015; VAN DER MERWE & GLEDHILL, 2015; CHUANG et al., 2016; STEINKE et al., 2017; ALMERÓN-SOUZA et al., 2018; FEITOSA et al., 2018; FERRETE et al., 2019; HAQUE et al., 2019; HELLBERG et al., 2019; MUTTAQIN et al., 2019; RODRIGUES-FILHO et al., 2020).

Due to the need for more precise identification, molecular tools have increasingly been applied, circumventing the difficulties imposed by the absence of morphological diagnostic characteristics (CHAN et al., 2003; ALVARADO BREMER et al., 2005; MENDONÇA et

al., 2009). The molecular identification of different hammerhead sharks (*Sphyrna* genus, Rafinesque 1810), for example, is a clear instance of the potential use of these tools applied to conservation and management actions (SEE TAVARES et al., 2013). The heads of species belonging to this genus, their main identifying structure, are usually removed at sea, resulting in doubts concerning landed species (FIELDS et al. 2015, HELLBERG et al. 2019).

This type of doubt caused by elasmobranch processing is aggravated by the imprecise nomenclature used to designate each species, resulting in uncertainties concerning the real exploration and commercialization status of this group, as well as with regard to the species substitutions practice. The Brazilian Ministry of Agriculture, Livestock and Supply (MAPA) normative instruction no. 29 of 2015, which establishes a correlation between common names and respective scientific names, has intensified this problem, as the use of common names (caçã, shark and ray) is used to designate all elasmobranch species marketed in the country (MAPA, 2015).

Oliveira (2012), for example, sought to assess the hammerhead shark trade in the city of Bragança, in the state of Pará, Brazil, in order to determine the importance of molecular tools (multiplex PCR) in species discrimination and characterize the local hammerhead shark trade. Of the 100 samples obtained from markets and fairs sold as hammerhead sharks, only 25 were in fact Sphyrnidae (*Sphyrna tiburo*, Linnaeus, 1758 – 16 samples, *Sphyrna tudes*, Valenciennes, 1822 - four samples and *Sphyrna lewini*, Griffith & Smith, 1834 – five samples). This demonstrates not only the commercialization of endangered species, but also commercialization “fraud” or complete ignorance of what is sold by marketers, since the sharks already arrive processed at fairs and markets in the form of “cigars” (gutted and with no head of fins).

Palmeira et al. (2013) clearly indicates elasmobranch fraud/sale ignorance, as well as illegal trade, throughout the Amazon coast. In order to assess the commercialization of a critically endangered ray species, *P. pristis* (the largetooth sawfish), whose fishing is prohibited in Brazil (IUCN, 2019; ICMBio, 2019), 44 fillet samples sold at Vígia and Bragança city fairs, in the state of Pará, Brazil were sampled. The findings indicate that this species is still commercialized in the study area, as 24 samples were positively identified as *P. pristis*, characterizing illegal trade. In addition, the substitution of this species by other elasmobranchs was also observed, as other shark species are also sold as *P. pristis* (namely, *Carcharhinus leucas* Müller & Henle, 1839, *Carcharhinus limbatus* Müller & Henle, 1839, *Carcharhinus porosus* Ranzani, 1839, *Carcharhinus acronotus* Poey, 1860, *S. lewini*, *Galeocerdo cuvier* Péron & Lesueur, 1822 and *Ginglymostoma cirratum* Bonnaterre, 1788). These results are certainly associated not only to noncompliance with current laws, as several threatened species are still being marketed (*P. pristis*, *C. porosus*, *S. lewini* and *G. cirratum* (see MMA Ordinance n° 445, of 17 December 2014, IUCN, 2020), but also fraud, since the products in fact sold do not correspond to reported products by traders, either deliberately or due to lack of knowledge.

Rodrigues-Filho et al. (2009), applying molecular identification through the 12S16S marker, compared the specificity relationship between the different names attributed by sellers to shark “cigars” on sale in fairs and markets in the cities of Belém, Vígia and Bragança, in the state of Pará, Brazil. No correlations between the common names given by local fishers and traders were observed, to the point of noting several species traded under the same common name. It is also important to note that even very specific common names for some local species (ex.: Daggernose shark - *Isogomphodon oxyrinchus*, Müller & Henle, 1839) were attributed to species belonging to other, quite distinct, genera (Table 1). A total of nine species were identified among 122 samples, as follows: *C. porosus*, *C. leucas*, *C. acronotus*, *Carcharhinus falciformes* Müller & Henle, 1839, *Carcharhinus perezii* Poey, 1876, *S. tudes*, *S. tiburo*, *Sphyrna mokarran* Rüppell, 1837 and *G. cuvier*. *C. porosus* (46.7%) and the *Rhizoprionodon* genus Whitley, 1929 (28,6%) were the most frequently sampled.

Common names	N	Scientific names
Sacuri	6	<i>Carcharhinus falciformis</i> , <i>Carcharhinus plumbeus</i> , <i>Carcharhinus porosus</i> , <i>Rhizoprionodon sp.</i> , <i>Sphyrna tudes</i> and <i>Sphyrna sp.</i>
Lomo Preto	2	<i>Carcharhinus falciformis</i> e <i>Rhizoprionodon sp.</i>
Milho Verde	5	<i>Carcharhinus acronotus</i> , <i>Carcharhinus porosus</i> , <i>Rhizoprionodon sp.</i> , <i>Sphyrna tiburo</i> and <i>Sphyrna mokarran</i>
Flamengo	1	<i>Rhizoprionodon sp.</i>
Cação areia	4	<i>Carcharhinus acronotus</i> , <i>Carcharhinus porosus</i> , <i>Rhizoprionodon sp.</i> and <i>Sphyrna tudes</i>
Panã	2	<i>Carcharhinus leuca</i> and <i>Sphyrna mokarran</i>
Maxote	1	<i>Carcharhinus perezii</i>
Cação Pato	1	<i>Galeocerdo curvier</i>
Tubarão branco	1	<i>Sphyrna sp.</i>

Table 1 - Comparison of common elasmobranch names sold at fairs and markets in Belém, Vígia and Bragança, compared to the molecular identification results reported by Rodrigues-Filho et al. (2009). N - Number of different species for each common name.

For elasmobranchs, one of the most routinely applied methods to identify the lowest taxonomic level for several taxa is the DNA Barcode technique, which is simple and effective (HEBERT et al., 2003). This method uses a small fragment of the mitochondrial cytochrome oxidase subunit I (COI) gene, comprising approximately 648 nucleotides. A database was developed (BOLD platform - <http://www.boldsystems.org/>) in order to store information about all barcoded organisms, to assist in species identification (HEBERT et al., 2003).

Kolmann et al. (2017), Feitosa et al. (2018) and Rodrigues-Filho et al. (2020) have applied this technique for species identification throughout the Amazon coast. Kolmann et al. (2017) sought to understand the biodiversity of coastal sharks for the Guyana, analyzing a total of 132 samples. The authors reported that over 30% of the samples comprised hammerhead sharks (*S. lewini*, *S. mokarran*, *S. tudes*, *S. tiburo* and *Sphyrna media*), while *Rhizoprionodon lalandii* Müller & Henle, 1839, *Rhizoprionodon porosus* Poey, 1861, *Carcharhinus plumbeus* Nardo, 1827, *C. porosus*, *C. limbatus*, *C. acronotus*, *C. leucas*, *C. falciformes* and *G. cuvier* were also identified. Of the 14 identified species, *R. lalandii* (18.9%), *C. porosus* (17.4%) and *S. lewini* (17.4%) were the most frequently caught species.

Feitosa et al. (2018) identified fished shark species in several cities throughout the Brazilian Amazon coast (Belém-PA, Vígia-PA, Bragança-PA, Carutapera-MA, Raposa-MA and Tutoia-MA), reporting the occurrence of 17 species belonging to five different families (Figure 2), with *R. porosus*, *C. acronotus* and *C. porosus* as the most landed, at 33.1%, 15.88% and 9.81 %, respectively. This study was the first record for the *Squalus* genus on the Brazilian Amazon coast.

Concerning rays, Rodrigues-Filho et al. (2020) sampled 118 ray samples marketed at the cities of Belém-PA, Vígia-PA, Bragança-PA and Cidade do Amapá-AP using the DNA Barcode technique. The authors identified nine ray species, with *Hypanus guttatus* Bloch & Schneider, 1801 (33.05 %) as the most frequent, followed by *Aetobatus narinari* Euphrasen, 1790 (11.86 %) and *Narcine sp.* Henle 1834 (11.86 %). The other identified species comprised *P. pristis*, *Gymnura micrura* Bloch & Schneider, 1801, *Rhinoptera bonasus* Mitchill, 1815, *Hypanus berthalezai* Petean et al., 2020, *Fontitrygon geijskesi* Boeseman, 1948 and *Rhinoptera brasiliensis* Müller & Henle, 1841.

Shark species	Rodrigues-Filho et al. (2009)	Kolmann et al. (2017)	Feitosa et. al. (2018)	IUCN	ICMBio ordinance nº 445
<i>Sphyrna lewini</i>	-	17.4	4.2	EN	CR
<i>Sphyrna mokarran</i>	1.6	10.6	9.34	EN	EN
<i>Sphyrna tudes</i>	4.9	6.0	2.33	VU	CR
<i>Sphyrna tiburo</i>	0.8	2.3	2.8	LC	CR
<i>Sphyrna media</i>	-	0.8	-	DD	CR
<i>Sphyrna sp.</i>	1.6	-	-	-	CR
<i>Rhizoprionodon spp.</i>	28.6	-	-	-	-
<i>Rhizoprionodon lalandii</i>	-	18.9	0.23	DD	NT
<i>Rhizoprionodon porosus</i>	-	3.8	33.1	LC	DD
<i>Carcharhinus porosus</i>	46.7	17.4	9.81	DD	CR
<i>Carcharhinus limbatus</i>	-	8.3	2.10	NT	NT
<i>Carcharhinus acronotus</i>	5.7	5.3	15.88	NT	NT

<i>Carcharhinus leucas</i>	0.8	0.8	3.97	NT	NT
<i>Carcharhinus falciformis</i>	3.2	0.8	2.57	NT	NT
<i>Carcharhinus perezi</i>	1.6	-	-	NT	-
<i>Carcharhinus plumbeus</i>	-	0.8	-	VU	CR
<i>Carcharhinus plumbeus/altimus</i>	3.2	-	-	VU/DD	CR
<i>Isogomphodon oxyrinchus</i>	-	-	3.27	CR	CR
<i>Galeocerdo cuvier</i>	0.8	6.8	2.8	NT	NT
<i>Mustelus higmani</i>	-	-	1.86	LC	-
<i>Mustelus canis</i>	-	-	1.86	NT	EN
<i>Squalus brevirostris/megalops</i>	-	-	0.23	DD/DD	DD
<i>Ginglymostoma cirratum</i>	-	-	3.27	DD	VU
Ray species	Rodrigues-Filho et al. (2020)				
<i>Hypanus guttatus</i>	33.05			DD	LC
<i>Hypanus berthalezai</i>	8.47			DD	DD
<i>Fontitrygon geijskesi</i>	2.54			NT	DD
<i>Gymnura micrura</i>	10.16			DD	NT
<i>Aetobatus narinari</i>	11.86			NT	DD
<i>Rhinoptera bonasus</i>	10.16			NT	DD
<i>Rhinoptera brasiliensis</i>	1.69			EN	CR
<i>Narcine sp.</i>	11.86			-	-
<i>Pristis pristis</i>	10.16			CR	CR

Table 2 – Frequency of shark and ray species sold in fairs and markets throughout the Amazon coast, according to Rodrigues-Filho et al. (2009), Kolmann et al. (2017), Feitosa et al. (2018) and Rodrigues-Filho et al. (2020). IUCN and ICMBio conservation statuses are listed, when available. DD – Data Deficient; LC – Least Concern; NT – Near Threatened; EN – Endangered; CR – Critically Endangered. (-) no information.

Some species are cited both in international and national extinction threat lists (IUCN, 2019; ICMBio, 2018) (Table 2). For example, Feitosa et al. (2018) observed the presence of 12 captured *I. oxyrinchus* specimens, an endemic Amazon coast species reported as undergoing population declines (LESSA et al., 2016). The authors stress the significant lack of information concerning elasmobranch species diversity throughout the Amazon coast.

Of the 30 identified elasmobranch species marketed in fairs, 23 are not listed in IUCN threat categories (DD: 10, LC: 3 and NT: 10), but instead, in the Data Deficient category. This is extremely worrying, as 43.3% of the reported species are deficient data or present little information. According to the Brazilian ICMBio list, however, this number drops from 23 to 14 species. An even more significant lack of information is noted for rays. In view of the fact that rays are a source of food and highly marketed in the Amazon region, and that an absence of adequate information to assess their risk of extinction based on population distribution and status is noted, it is probable that more species than currently estimated exist.

This information concerning the Amazonian coast follows the global view described by Davidson et al. (2016) and Dulvy et al. (2014), with a quarter of Chondrichthyes reported as at risk of extinction due to overfishing. According to the International Union for Conservation of Nature's Red List of Endangered Species (IUCN, 2019), 19% of the assessed shark and rays are listed in one of the three extinction threat categories (CR, EN and VU), while 10.45% are categorized as near threatened (NT). In addition, approximately 70.4% are listed as Data Deficient (DD) and Least Concern (LC), indicating that the available distribution and population abundance information does not allow for real conservation status assessments. Therefore, many species may be, in fact, at risk for extinction (DULVY et al., 2014) (Figure 1).

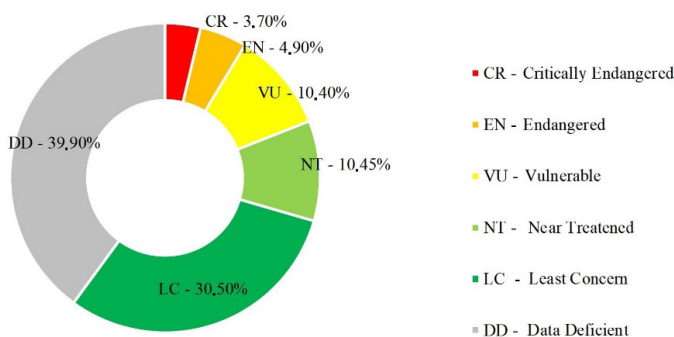


Figure 1 - Current numbers of threatened elasmobranch species according to IUCN categories. Source: Modified from IUCN (2019).

Dulvy et al. (2014) estimate that, of the 487 species listed by the IUCN as Data Deficient, 66 are probably threat. These data indicate the urgent need to produce more information, whether molecular, ecological or reproductive, concerning Amazon coast species, and above all, for species that fall into the Data Deficient category.

5 | GENETIC DIVERSITY

The aforementioned studies demonstrate that monitoring shark and ray species through molecular identification and genetic diversity techniques is paramount to allow for management plans concerning the different elasmobranch species exploited throughout the Amazon coast. However, scarce genetic studies on elasmobranchs in this region are available to date, and molecular studies addressing only fishing activity relationships to genetic elasmobranch diversity are the most frequent.

These stocks are among the most vulnerable to the negative effects of fishing worldwide, indicating that genetic population characterization and stock evaluations are vital

(FEITOSA et al., 2018; RODRIGUES FILHO et al., 2020). In the case of *I. oxyrinchus*, for example, studies indicate that this species continues to be affected, as fishing removes not only adult males and females, but also immature individuals, influencing stock replacements in the Amazon region, thus altering the status of this species from endangered to almost extinct (LESSA et al., 2016).

When investigating the genetic diversity of some Amazon elasmobranchs, Tavares et al. (2013) analyzed the genetic variability of four shark species frequently captured throughout the Amazon coast (*C. porosus*, *R. porosus*, *Sphyrna tudes* and *C. limbatus*) using mitochondrial markers. The results indicated high genetic diversity levels for *C. porosus*, *R. porosus* and *C. limbatus*, while a strong reduction in genetic diversity, in fact, one of the lowest levels ever reported for sharks, was noted for *S. tudes*. The authors attribute this drastic reduction to a strong fishing activities, emphasizing the need to adopt conservation policies for this fishing resource, as *S. tudes* is under a strong threat of extinction due to its restricted distribution and evident genetic decline.

Sodré et al. (2012) observed a relatively high diversity for *C. limbatus* populations, both in the Amazon and in other areas, similar to that of other populations worldwide, but exhibiting a much larger number of private alleles, indicating the absence of genetic connectivity among previously studied Central Atlantic *C. limbatus* populations (Keeney et al., 2003; Keeney et al., 2005; Keeney & Heist, 2006). This study, as well as previous studies on *C. limbatus*, also indicate strong genetic structure levels, attributed to philopatric female behavior.

Studies suggest that philopatric behavior, as well as other life patterns (viviparous reproduction, sedentary behavior and disjunct distribution) can limit the gene flow between populations, influencing population structure and genetic species diversity (KARL et al., 2012; SODRÉ et al., 2012; DOMINGUES et al., 2013). Sodré et al (2012) state that the Amazon coast *C. limbatus* population is genetically distinct from all other assessed populations, and that it should be considered a different management unit in order to protect stocks, as low migration levels between different stocks indicate the need for the adoption of independent management measures for each one (SCHREY & HEIST, 2003).

6 | CONCLUSIONS

The implementation of management plans for any fishing resource is based on ecology, reproduction and life history data, usually neglecting genetic information, mainly concerning the genetic diversity of populations vulnerable to exploitation, as well as that of several elasmobranch species (DOMINGUES et al., 2013; SIMPFENDORFER et al., 2011; OVENDEN et al., 2013). Unfortunately, the importance of molecular studies in the development of these plans has not yet been adequately recognized. However, all molecular inferences, whether concerning species identification or population genetics

(genetic diversity, population structure), can indeed contribute as a source of information and conservation and sustainable management criteria for these stocks. This review demonstrates that genetic studies on the Amazon coast may aid in better understanding local stocks and their dynamics in relation to fishing. Furthermore, in addition to the implementation of further molecular studies, the information generated by these studies should also be applied to elasmobranch conservation plans and legislation development and implementation throughout the Amazon coast.

ACKNOWLEDGMENTS

The authors would like to thank the UFRA Scientific Initiation Program (PIBIC/UFRA), for granting a PIBIC internship to students João Victor Almeida de Carvalho and Eduardo Lopes de Lima, and all the individuals and partner institutions that contributed to the preparation of this scientific review.

REFERENCES

ALBERT, J. S.; REIS, R. E. Historical Biogeography of Neotropical Freshwater Fishes. University of California Press. p. 308. **Archived from the original** on June 30, 2011. Retrieved June 28, 2011.

AGUIAR, A. A.; VALENTIN, J. L. Biologia e ecologia alimentar de elasmobrânquios (chondrichthyes: elasmobranchii): uma revisão dos métodos e do estado da arte no Brasil. **Oecol. Aust.**, v. 4, n. 2, p. 464–489, 2010.

ALMERÓN-SOUZA, F. et al. Molecular identification of shark meat from local markets in southern Brazil based on DNA barcoding: evidence for mislabeling and trade of endangered species. **Front. Genet.**, v. 9, n. 138, p. 1-12, 2018.

ALVARADO BREMER, J. R. et al. Genetic identification of cryptic juveniles of little skate and winter skate. **J. Fish. Biol.**, v. 66, n. 4, p. 1177-1182, 2005.

ASIS, A. M. J. M.; LACSAMANA, J. K. M.; SANTOS, M. D. legal trade of regulated and protected aquatic species in the Philippines detected by DNA barcoding. **Mitochondrial DNA A**, v. 27, n. 1, p. 659-666, 2016.

BARRETO, R. R. et al. Rethinking use and trade of pelagic sharks from Brazil. **Mar. Pol.**, v. 85, p. 114-122, 2017.

BAUM, J. K.; WORM, B. Cascading top-down effects of changing oceanic predator abundances. **J. Anim. Ecol.**, v. 78, n. 4, p. 699–714, 2009.

BINEESH, K. K. et al. DNA barcoding reveals species composition of sharks and rays in the Indian commercial fishery. **Mitochondrial DNA A**, v. 28, n. 4, p. 458-472, 2017.

BLOCK, B.A. et al. Tracking apex marine predator movements in a dynamic ocean. **Nature**, v. 475, p. 86–90, 2011.

BONANOMI, S. et al. Elasmobranch bycatch in the Italian Adriatic pelagic trawl fishery. **PLOS ONE**, v. 13, n. 1, p. 1-24, 2018.

BONANOMI, S. et al. Fisheries Bycatch of Chondrichthyes. In: RODRIGUES-FILHO, L. F.; SALES, J. B. L. (Org.). **Chondrichthyes –Multidisciplinary Approach**. Intech, 2017. p. 39-62.

BORNATOWSKI, H.; ABILHOA, V. Tubarões e raias capturados pela pesca artesanal no Paraná: guia de identificação. **Hori Consultoria Ambiental**, Curitiba. 2012. Disponível em: <http://www.hori.bio.br/cadernos/23-HCT4.pdf>. Acesso em 09 de Dezembro de 2019.

BRASIL. **Portaria MMA nº 445, de 17 de dezembro de 2014**: Lista nacional oficial de espécies da fauna ameaçadas de extinção - peixes e invertebrados aquáticos. Diário Oficial da União: seção 1, Brasília, DF, n. 245, p. 126-131, 2014.

BUNHOLI, I.V. et al. The fishing and illegal trade of the angelshark: DNA barcoding against misleading identifications. **Fish. Res.**, v. 206, p. 193-197, 2018.

CAMHI, M. D., et al. **The conservation status of pelagic sharks and rays**: report of the IUCN shark specialist group pelagic shark red list workshop. IUCN Species Survival Commission Shark Specialist Group. Newbury, UK, 2009. 78p.

CARDEÑOSA, D. et al. CITES-listed sharks remain among the top species in the contemporary fin trade. **Conserv. Lett.**, v. 11, p. 1-7, 2018.

CERUTTI-PEREYRA, F. et al. Identification of rays through DNA barcoding: an application for ecologists. **PLoS One**, v. 7, n. 6, e36479, 2012.

CHAN, R. W.; DIXON, P. I.; PEPPERELL, J. G.; REID, D. D. Application of DNA-based techniques for the identification of whaler sharks (*Carcharhinus* spp.) caught in protective beach meshing and by recreational fisheries off the coast of New South Wales. **Fish. Bull.**, v. 101, n. 4, p. 910-914, 2003.

CHUANG, P.S. et al. The species and origin of shark fins in Taiwan's fishing ports, markets, and customs detention: a DNA barcoding analysis. **PLOS ONE**, v. 11, n. 1, p. 1-13, 2016.

COMPAGNO, L. J.V. 2001. **Sharks of the World: An annotated and illustrated catalogue of Shark species known to date - Volume 2. Bullhead, mackerel and carpet sharks (Heterodontiformes, Lamniformes and Orectolobiformes)**. v. 2. Roma: FAO. 2001.

CONVENTION ON INTERNATIONAL TRADE IN ENDANGERED SPECIES OF WILD FAUNA AND FLORA –CITES. 2019. Appendices I, II and III. CITES. 2019. 75p. Disponível em: <<https://cites.org/sites/default/files/eng/app/2019/E-Appendices-2019-11-26.pdf>>. Acesso em: 04 dez. 2019.

CORREIA, J. P. S. **Pesca comercial de tubarões e raias em Portugal**. 2009. 402 f. Ph.D. Thesis, (Commercial fisheries of sharks and rays in Portugal) -University of Aveiro, 2009.

DAVIDSON, L. N. K.; KRAWCHUK, M. A.; DULVY, N. K. Why have global shark and ray landings declined: Improved management or overfishing? **Fish Fish**. 2016. <https://doi.org/10.1111/faf.12119>.

Da Silva, J. M. C.; Rylands, A. B.; Fonseca, G. A. B. "The Fate of the Amazonian Areas of Endemism". **Conservation Biology**. 19 (3): 689–694, 2005. doi:10.1111/j.1523-1739.2005.00705.x.

DOMINGUES, R.R.; DE AMORIM, A. F.; HILSDORF, A. W. S. Genetic identification of Carcharhinus sharks from the southwest Atlantic Ocean (Chondrichthyes: Carcharhiniformes). **J. Appl. Ichthyol.** v., 29, n. 4, p. 738-742, 2013.

DULVY, N. K. et al. 2014. Extinction risk and conservation of the world's sharks and rays. **elife**, v. 3, e00590, 2014.

DULVY, N. K., et al. Challenges and priorities in shark and ray conservation. **Current Biology**, v. 27, n. 11, p. 565-572, 2017.

ESPINOZA, M. et al. Chondrichthyan Diversity, Conservation Status, and Management Challenges in Costa Rica. **Front. Mar. Sci.**, v.5, n. 85, p. 1-15, 2018.

FAO. International Plan of Action for Conservation and Management of Sharks. 1999. Disponível em: <<http://www.fao.org/ipoa-sharks/background/sharks/en/>>. Acesso em: 8 ago. 2019.

FEITOSA, L.M. et al. DNA-based identification reveals illegal trade of threatened shark species in a global elasmobranch conservation hotspot. **sci. Rep.**, v. 8, n. 3347, p. 1-11, 2018.

FERRETTE, B.L. DA S. et al. DNA Barcode Reveals the 532 Bycatch of Endangered Batoids Species in the Southwest Atlantic: Implications for 533 Sustainable Fisheries Management and Conservation Efforts. **Genes**, v. 10, n. 304, p. 1-15, 2019.

FIELDS, A.T. et al. A novel mini-DNA barcoding assay to identify processed fins from internationally protected shark species. **PLOS ONE**, v. 10, n. 2, p. 1-10, 2015.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VAN DER LAAN, R. **Eschmeyer's catalog of fishes: genera, species, references**. 2019. Disponível em: <<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>>. Acesso em: 02 dez. 2019.

FURTADO-NETO, M. A. A.; BARROS-JÚNIOR, F. V. P. Análise da produção pesqueira de elasmobrânquios no estado do Ceará, Brasil, de 1991 a 2003. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 39, n. 1-2, p. 110-116, 2006.

GEMAQUE, R., et al. Why implement measures to conserve the diversity of Elasmobranchs? The case of the northern coast of Brazil. **Revista da Biologia**, v. 17, n. 2, p. 1-7, 2017.

GROGAN, E. D. & LUND, R. The Origin and Relationships of Early Chondrichthyes. In: CARRIER, J. C.; MUSICK, J. A.; HEITHAUS, M. R. (Org.). **Biology of sharks and their relatives**. Boca Raton: CRC PRESS, 2004. p. 1-31.

GROSS, M. Stop the global slaughter of sharks. **Curr. Biol.**, v. 29, n. 17, p. 819-822, 2019.

HAQUE, A. B., DAS, S. A., & BISWAS, A. R. DNA analysis of elasmobranch products originating from Bangladesh reveals unregulated elasmobranch fishery and trade on species of global conservation concern. **PloS one**, v. 14, n. 9, e0222273, 2019.

HASAN, M. M., et al. Shark and Shark Products Trade Channel and its Conservation Aspects in Bangladesh. **J. Fisheries Livest. Prod.**, v. 5, n. 221, p. 1-8, 2017.

HEBERT, P. D. N. et al. Biological identifications through DNA barcodes. **Proc. R. Soc. Lond.**, v. 270, n. 1512, p. 313-321, 2003.

HEITHAUS, M. R. et al. Unraveling the ecological importance of elasmobranchs. In _____ **Sharks and their Relatives II**. Boca Raton: CRC Press, 2010. p. 627-654.

HELLBERG, R.S., ISAACS, R.B., HERNANDEZ, E.L. Identification of shark species in commercial products using DNA barcoding. **Fish. Res.**, v. 210, n. 2019, p. 81–88, 2019.

HEUPEL, M.R. et al. Conservation challenges of sharks with continental scale migrations. **Front. Mar. Sci.**, v. 2, p. 1-7, 2015.

HOLMES, B. H., STEINKE, D. & WARD, R. D. Identification of shark and ray fins using DNA barcoding. **Fisheries Research**, v. 95, p. 280–288, 2009.

ICMBIO. Disponível em: <<https://www.icmbio.gov.br/cepsul/acervo-digital/37-download/estatistica/111-estatistica.html>> Acesso em: 02 2019.

ICMBIO. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes 1.ed. -- Brasília, DF: ICMBio/MMA, 2018. 1232 p.

ICMBIO. Sumário executivo do plano de ação nacional para a conservação dos Tubarões e Raias Marinhos Ameaçados de Extinção. 2010, Brasília: ICMBIO.

INTERNATIONAL PLAN OF ACTION FOR CONSERVATION AND MANAGEMENT OF SHARKS – IPOA – SHARKS. Disponível em: <http://www.fao.org/ipoa-sharks/en/>. Acesso em: 04 dez. 2019.

IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Disponível em: <<http://www.iucnredlist.org>>. Acesso em: 2 ago. 2019.

JABADO, R.W. et al. The trade in sharks and their products in the United Arab Emirates. **Biol. Conserv.**, v. 181, p. 190-198, 2015.

KARL, S. A.; CASTRO, A. L. F.; GARLA, R. C. Population genetics of the nurse shark (*Ginglymostoma cirratum*) in the western Atlantic. **Mar. Biol.**, v. 159, p. 489-498, 2012.

KEENEY, D. et al. Microsatellite and mitochondrial DNA analyses of the genetic structure of blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) nurseries in the northwestern Atlantic, Gulf of Mexico, and Caribbean Sea. **Mol. Ecol.**, v. 14, p. 1911-1923, 2005.

KEENEY, D., et al. Genetic heterogeneity among blacktip shark, *Carcharhinus limbatus*, continental nurseries along the US Atlantic and Gulf of Mexico. **Mar. Biol.**, v. 143, p. 1039-1046, 2003.

KEENEY, D.; HEIST, E. 2006. Worldwide phylogeography of the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) inferred from mitochondrial DNA reveals isolation of western Atlantic populations coupled with recent Pacific dispersal. **Mol Ecol.**, v. 5, p. 3669-3679, 2012.

KOLDEWEY, H. J.; & MARTIN-SMITH, K. M. A global review of seahorse aquaculture. **Aquaculture**, v. 302, p. 131–152, 2010.

- Kolmann, M. A.; Elbassiouny, A. A.; Liverpool, E. A.; Lovejoy, N. R. DNA barcoding reveals the diversity of sharks in Guyana coastal markets. **Neotrop. ichthyol.** vol.15 no.4 Maringá 2017 Epub Dec 18, 2017
- KYLE, C.J.; WILSON, C.C. 2007. Mitochondrial DNA identification of game and harvested freshwater fish species. **Forensic Science International**, v. 166, n. 1 p. 68–76, 2010.
- KYNE, P.M.; CARLSON, J.; SMITH, K. *Pristis pristis* (errata version published in 2019). **The IUCN Red List of Threatened Species 2013**: Disponível em: e.T18584848A141788242. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2013-1.RLTS.T18584848A141788242.en>. Acessado em: 08 Oct 2019.
- LESSA, R.; BATISTA, V. S.; SANTANA, F. M. Close to extinction? The collapse of the endemic daggernose shark (*Isogomphodon oxyrhynchus*) of Brazil. **Global Ecology and Conservation**, v. 7, p. 70-81, 2016.
- LUCIFORA, L. O.; GARCÍA, V. B.; WORM, B. Global Diversity Hotspots and Conservation Priorities for Sharks. **PLOS ONE**, v. 6, n. 5, e19356, p. 2011.
- MACKERACHER, T; DIEDRICH, T.; SIMPFENDORFER, C.A. Sharks, rays and marine protected areas: A critical evaluation of ncurrent perspectives. **Fish Fish**, V. 20, p. 255–267, 2018.
- MAPA**. Boletim Estatístico da Pesca e Aquicultura: Brasil 2011. Brasília: [s.n.]. Disponível em <https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/aquicultura-e-pesca/registro-monitoramento-e-cadastro/registro-monitoramento-da-aquicultura-e-da-pesca>. Acesso em: 4 dezembro de 2019.
- MARIGUELA, T.C., et al. Identification of guitarfish species *Rhinobatos percellens*, *R. horkelli*, and *Zapteryx brevirostris* (Chondrichthyes) using mitochondrial genes and RFLP technique. **Conserv. Genet.**, v. 1, p. 393.
- MENDONÇA, F. F. et al. Populations analysis of the Brazilian Sharpnose Shark *Rhizoprionodon lalandii* (Chondrichthyes: Carcharhinidae) on the São Paulo coast, Southern Brazil: inferences from mt DNA sequences. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 2, p. 213-216, 2009.
- MUSICK, J. A. Introduction: management of sharks and their relatives (Elasmobranchii). In: MUSICK, J. A.; BONFIL, R. (Org.). **Management techniques for elasmobranch fisheries**. Roma: FAO., 2005. p. 1-5a.
- MUSICK, J. A. Shark utilization. In: MUSICK, J. A.; BONFIL, R. (Org.). **Management techniques for elasmobranch fisheries**. Roma: FAO, 2016. p. 243–251b.
- MUTTAQIN, E., et al. DNA-barcoding as molecular marker for seafood forensics: Species identification of locally consumed shark fish products in the world's largest shark fishery. **IOP Conf. Series: Earth and Environmental Science**, v. 278, n. 2019, p. 1-10, 2019.
- NELSON, J. S.; GRANDE, T.; WILSON, M. V. H. **Fishes of the world**. Hoboken, New Jersey: John Wiley & Sons, 2016. 702 p.
- NUNES, J. L. S.; ALMEIDA, Z. S.; PIORSKI, N. M. Raias capturadas pela pesca artesanal em águas rasas do Maranhão - Brasil. **Arquivos de Ciências do Mar**, v. 38, n. 1, p. 49–54, 2005.

OLIVEIRA, Y. S. **Identificação de tubarões martelos através de marcadores moleculares**. 2012. 15 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em ciências biológicas) - Faculdade de Ciências Biológicas, Instituto de Estudos Costeiros, Universidade Federal do Pará-Campus Universitário de Bragança. Bragança, 2012.

OVENDEN, J. R. et al. Ocean's eleven: a critical evaluation of the role of population, evolutionary and molecular genetics in the management of wild fisheries. **Fish Fish**, v. 16, p.125–159, 2013.

PALMEIRA, C. A. M. Commercialization of a critically endangered species (largetooth sawfish, *Pristis perotteti*) in fish markets of northern Brazil: authenticity by DNA analysis. **Food Control**, v. 34, n. 1, p. 249-252, 2013.

RODRIGUES-FILHO, L. F. S. et al. Identification and phylogenetic inferences on stocks of sharks affected by the fishing industry off the Northern coast of Brazil. **Genetics and Molecular Biology**. v. 32, n. 2, p. 405-413, 2009.

RODRIGUES-FILHO, L.F. S. et al. Molecular identification of ray species traded along the brazilian amazon coast. **Fish. Res.**, v. 223, 105407, 2020.

SCHREY, A. W.; HEIST, E. J. Microsatellite analysis of population structure in the shortfin mako (*Isurus oxyrinchus*). **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, v. 60, p. 670–675, 2003.

SEMBIRING, A. et al. DNA barcoding reveals targeted fisheries for endangered sharks in Indonesia. **Fish. Res.**, v. 164, n. 2015, p. 130–134, 2015.

SEVILLA, R. G. et al. Primers and polymerase chain reaction conditions for DNA barcoding teleost fish based on the mitochondrial cytochrome b and nuclear rhodopsin genes. **Mol. Ecol. Notes**, v. 7, n. 5, p. 730-734, 2007.

SIMPFENDORFER, C.A.; DULVY, N.K. Bright spots of sustainable shark fishing. **Curr. Biol.**, v. n. 3, p. 97-98, 2017.

SIMPFENDORFER, et al. The importance of research and public opinion to conservation management of sharks and rays: a synthesis. **Marine and Freshwater Research**, v. 62, p. 518–527, 2011.

SODRÉ, D., et al. Inclusion of South American samples reveals new population structuring of the blacktip shark (*Carcharhinus limbatus*) in the western Atlantic. **Genet. Mol. Biol.**, v. 35, p. 752–760, 2012.

STEINKE, D. et al. DNA analysis of traded shark fins and mobulid gill plates reveals a high proportion of species of conservation concern. **Sci. Rep.**, v. 7 n. 9505, p. 1-6, 2017.

STEVENS, J. D. Taxonomy and field techniques for identification and available regional guides. In: MUSICK, J. A.; BONFIL, R. (Org.). **Management techniques for elasmobranch fisheries**. Roma: FAO, 2005. p. 15–44.

SZPILMAN, M. **Tubarões no Brasil: guia prático de identificação**. Rio de Janeiro: Aqualittera, 2004. 160 p.

TAVARES, W., et al. Multiple substitutions and reduced genetic variability in sharks. **Biochem. Sys. Ecol.**, v. 49, p. 21-29, 2013.

TRAN, B. Eating Our Way to Their Extinction: What Florida Should Learn From California on Banning Shark Fin Soup and the Shark Fin Trade. **SJEL.**, v. 9, p. 239-281, 2019.

VAN DER MERWE, A. E. B.; GLEDHILL, K. S. Molecular species identification and population genetics of chondrichthyans in South Africa: Current challenges, priorities and progress. **Afr. Zool.**, v. 50, n. 30, p. 205-217, 2015.

VOOREN, C. M.; KLIPPEL, S. **Ações para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil.** Porto Alegre: Igaré, 2006. 262 p.

WARD, R. D., et al. DNA barcoding Australia's fish species. **Philos Trans R Soc London**, v. 360, n. 1462, p. 1847-1857, 2005.

SOBRE OS ORGANIZADORES

JOSÉ MAX BARBOSA OLIVEIRA-JUNIOR - Possui pós-doutorado pela Universidade do Algarve (UALg). Doutor em Zoologia (Conservação e Ecologia). Mestre em Ecologia e Conservação (Ecologia de Sistemas e Comunidades de Áreas Úmidas). Especialista em Perícia e Auditoria Ambiental. Licenciado em Ciências Biológicas. É professor Adjunto II da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), lotado no Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas (ICTA). Orientador nos programas de Pós-Graduação stricto sensu em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida (PPGSAQ-UFOPA); Sociedade, Natureza e Desenvolvimento (PPGSND-UFOPA); Biodiversidade (PPGBEES-UFOPA) e Ecologia (PPGECO-UFPA/EMBRAPA). Editor Associado do periódico Oecologia Austrais. Membro de corpo editorial do periódico Enciclopédia Biosfera. Tem vasta experiência em ecologia e conservação de ecossistemas aquáticos continentais, integridade ambiental, ecologia geral, avaliação de impactos ambientais (ênfase em insetos aquáticos). Áreas de interesse: ecologia, conservação ambiental, agricultura, pecuária, desmatamento, avaliação de impacto ambiental, insetos aquáticos, bioindicadores, ecossistemas aquáticos continentais, padrões de distribuição. <http://lattes.cnpq.br/1353014365045558>. <https://orcid.org/0000-0002-0689-205X>. www.scopus.com/authid/detail.uri?authorId=55851271100. <https://publons.com/researcher/2548280/jose-max-b-oliveira-junior/>

LENIZE BATISTA CALVÃO - Atualmente é pós-doutoranda na Universidade Federal do Amapá. Possui pós-doutorado pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Doutora em Zoologia (Conservação e Ecologia) pela Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Mestra em Ecologia e Conservação (Ecologia de Sistemas e Comunidades de Áreas Úmidas) pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). Graduada em Ciências Biológicas (Licenciatura Plena) pela Faculdade Araguaia (FARA). Possui experiência com avaliação de impactos antropogênicos em sistemas hídricos do Cerrado mato-grossense, utilizando a ordem Odonata (Insecta) como grupo biológico resposta. Atualmente desenvolve estudos avaliando a integridade de sistemas hídricos de pequeno porte na região amazônica, também utilizando a ordem Odonata como grupo resposta, com o intuito de buscar diretrizes eficazes para a conservação dos ambientes aquáticos. <http://lattes.cnpq.br/2859350745554286>. <https://orcid.org/0000-0003-3428-8754>. https://www.researchgate.net/profile/Lenize_Calvao.

ÍNDICE REMISSIVO

A

Água Doce 18

Amazon 34, 50, 51, 79, 80, 84, 86, 87, 88, 89, 90, 95

B

Bacia Hidrográfica 20, 23, 53

Biodiversidade 2, 9, 10, 12, 16, 18, 53, 78, 97

Biomarcador 66, 70, 74, 75

Biomonitoramento 52, 53, 54, 61

Bivalves Invasores 18

C

Chironomidae 52, 53, 57, 58, 59, 60, 62, 63

Coleção Entomológica 10, 12, 13, 15

Colombia 24, 25, 26, 34, 35, 40, 49, 50, 51, 80

Conservação 2, 5, 6, 7, 9, 10, 11, 12, 13, 15, 78, 93, 96, 97

Controle Populacional 1, 2, 3, 4, 7, 8

D

Dieta 22, 24, 26, 28, 29, 32, 33, 36, 67

Dinâmica Hídrica 39

Dinâmica Poblacional 39, 40

Dissostichus eleginoides 65, 66, 67, 75, 76, 77

E

Elasmobranchs 79, 80, 81, 82, 83, 84, 85, 88, 89, 92, 93

Espécie Invasora 2, 19, 59

Estado de Bienestar 31, 33, 39, 46, 47, 49

F

Factor de Condición 27, 28, 31, 33, 38, 39, 41, 44, 45, 46, 47, 48

Fauna 1, 4, 8, 16, 17, 36, 56, 61, 63, 67, 81, 82, 91, 93

G

Genetic Diversity 9, 66, 75, 79, 88, 89, 90

Gestão 1, 2, 4, 6, 7, 54, 61, 62

H

Hidroeléctrica Urrá 38, 39, 40, 41, 47, 49, 51

Hidroperíodo 52, 57, 58, 59, 60

I

Índices Bióticos 52, 53, 54, 56, 58, 60, 61

Insetos 10, 11, 13, 52, 56, 62, 63, 97

J

Javali 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9

L

Libélulas 10, 11, 13, 15

Limnoperna fortunei 18, 23

M

Macroinvertebrados 53, 54, 55, 56, 57, 58, 60, 61, 62, 63, 64

Manejo 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 48, 65, 68, 74, 75

Mata Atlântica 10, 12, 17

Mexilhão Dourado 18, 19, 20, 22

Molecular Identification 79, 83, 84, 85, 88, 90, 95

Mollusca 18

O

Odonata 10, 11, 12, 13, 15, 16, 17, 58, 97

P

Preferencias Alimenticias 24

Q

Qualidade da Água 52, 54, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62, 63

R

Rays 79, 80, 81, 82, 83, 86, 87, 88, 90, 91, 92, 94, 95

Relación Longitud-Peso 38, 39, 41, 44, 47, 50

Reserva Natural Vale 10, 11, 12, 13, 14, 15, 17

Rio Ibicuí 18, 23

Rio Pitimbu 52, 53, 62

S

Sharks 79, 80, 81, 82, 83, 84, 86, 89, 90, 91, 92, 93, 94, 95, 96

SNPs 66, 70, 72

Sorubim cuspicaudus 38, 39, 40, 42, 47, 49, 50, 51

SSR 65, 66, 68, 69, 70, 74, 75, 76, 77

Sus scrofa 1, 2, 3, 4, 7, 8, 9

Tópicos Integrados de Zoologia 2

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 

Tópicos Integrados de Zoologia 2

www.atenaeditora.com.br 

contato@atenaeditora.com.br 

[@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora) 

www.facebook.com/atenaeditora.com.br 