

Organizadores (Univille)

Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior

Dr. Luciano Lorenzi

**QUALIDADE AMBIENTAL E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE:**
estudos de casos brasileiros



**FUNDAÇÃO EDUCACIONAL DA REGIÃO
DE JOINVILLE – FURJ – MANTENEDORA**

**ÓRGÃOS DA ADMINISTRAÇÃO
SUPERIOR DA FURJ**

Conselho de Administração
Presidente – Mariluci Neis Carelli

Conselho Curador
Presidente – Rafael Martignago

ÓRGÃOS EXECUTIVOS DA FURJ

Presidente
Alexandre Cidral

Vice-Presidente
Therezinha Maria Novais de Oliveira

Diretor Administrativo
José Kempner

Procuradora-Geral da Furj
Ana Carolina Amorim Buzzi

**UNIVERSIDADE DA REGIÃO DE
JOINVILLE – UNIVILLE – MANTIDA**

**ÓRGÃO DELIBERATIVO SUPERIOR DA
UNIVILLE**

Conselho Universitário
Presidente – Alexandre Cidral

**ÓRGÃO EXECUTIVO SUPERIOR
DA UNIVILLE**

Reitor
Alexandre Cidral

Vice-Reitora
Therezinha Maria Novais de Oliveira

Pró-Reitora de Ensino
Patrícia Esther Fendrich Magri

**Pró-Reitor de Pesquisa e
Pós-Graduação**
Paulo Henrique Condeixa de França

**Pró-Reitora de Extensão e Assuntos
Comunitários**
Yoná da Silva Dalonso

Pró-Reitor de Infraestrutura
Gean Cardoso de Medeiros

Diretor do *Campus* São Bento do Sul
Eduardo Silva

**PARQUE DE INOVAÇÃO TECNOLÓGICA
DE JOINVILLE E REGIÃO – INOVAPARQ –
MANTIDA**

Diretor Executivo
Marcelo Leandro de Borba

Organizadores (Univille)

Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior

Dr. Luciano Lorenzi

**QUALIDADE AMBIENTAL E
CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE:**
estudos de casos brasileiros

Joinville, 2020



Produção editorial

Editora Univille

Coordenação geral

Andrea Lima dos Santos Schneider

Secretaria

Adriane Cristiana Kasprowic

Revisão

Cristina Alcântara

Marília Garcia Boldorini

Projeto gráfico

Rafael Sell da Silva

Imagem da capa

Crédito: João Carlos Ferreira de
Melo Júnior

Conselho Editorial**Membros internos (Univille)**

Prof. Dr. Paulo Henrique Condeixa de França

Profa. Ma. Ágada Hilda Steffen

Profa. Dra. Andrea Lima dos Santos Schneider

Profa. Dra. Berenice Rocha Zabbot Garcia

Profa. Dra. Denise Monique D. S. Mougá

Prof. Me. Fabricio Scaini

Profa. Dra. Liandra Pereira

Profa. Ma. Marlene Feuser Westrupp

Profa. Dra. Taiza Mara Rauen Moraes

Membros externos

Profa. Dra. Adair de Aguiar Neitzel – Univali

Profa. Ma. Dayane Clock – IFSC

Prof. Me. Delcio Pereira – Udesc

Prof. Dr. Pedro Albeirice – UFSC

Profa. Dra. Jurema Iara Reis Belli – Udesc

ISBN (on-line) – 978-65-87142-07-4

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Univille

Q1 Qualidade ambiental e conservação da biodiversidade: estudos de casos brasileiros/ Organizadores (Univille) Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior, Dr. Luciano Lorenzi. – Joinville, SC: Editora Univille, 2020.

262 p.: il.

1. Qualidade ambiental – Brasil. 2. Biodiversidade – Conservação.
3. Biodiversidade marinha – Conservação. I. Melo Júnior, João Carlos Ferreira de (org.). II. Lorenzi, Luciano (org.).

CDD 333.95

Elaborada por: Rafaela Ghacham Desiderato – CRB 14/1437

SUMÁRIO

PREFÁCIO

- 7** **QUALIDADE AMBIENTAL E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: estudos de casos brasileiros**

CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

CAPÍTULO 1

- 11** **OCORRÊNCIA DE AVES MARINHAS E COSTEIRAS NO ARQUIPÉLAGO DAS GRAÇAS, LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA, BRASIL**

Tamara Aparecida Carlini, Marta Jussara Cremer

CAPÍTULO 2

- 29** **COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS DO ENTREMARÉS DE UMA LAGOA NA PRAIA DO FORTE, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA**

Luciano Lorenzi, Aleksandra Dittrich Viana, Yara Cristina Bonetto, Bruna Conte Reginato, Devon Gebauer Mayer, Gilmar Sidnei Erzinger

CAPÍTULO 3

- 51** **COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL**

Mariana Serwy Oortman, Andrea Lima dos Santos Schneider, Regina Maria Miranda Gern, Simone Raposo Cotta, Armando Cavalcante Franco Dias

GESTÃO AMBIENTAL

CAPÍTULO 4

- 83** **PLÁSTICO EM AMBIENTES AQUÁTICOS MARINHOS E COSTEIROS: UM RISCO PARA A CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E BIODIVERSIDADE**

David Valença Dantas, Eduardo Gentil

CAPÍTULO 5
101 AVALIAÇÃO HIDROGRÁFICA PARA IMPLANTAÇÃO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO IRATIM (PR)
Fabiano Antonio de Oliveira

CAPÍTULO 6
125 MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DE ÁGUAS FLUVIAIS
João Carlos Ferreira de Melo Júnior

CAPÍTULO 7
147 PESCA ESPORTIVA E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL: UMA INTERAÇÃO POSSÍVEL?
Eduardo Gentil, David Valença Dantas, Rodrigo Machado

CAPÍTULO 8
169 EFEITOS MORFOFISIOLÓGICOS DA CONTAMINAÇÃO POR ÓLEO DIESEL NA LEGUMINOSA *CANAVALIA ENSIFORMIS* (L.) DC.
Cleusa Bona, Amanda Gailit Balliana, Bárbara B. Moura, Luiz Antonio de Souza

CAPÍTULO 9
197 INTERAÇÕES OPERACIONAIS ENTRE OS MAMÍFEROS MARINHOS E A PESCA NO SUL DO BRASIL
Rodrigo Machado, David Valença Dantas, Eduardo Gentil

BIORREMEDIAÇÃO

CAPÍTULO 10
231 DESCOLORAÇÃO DE CORANTES PRESENTES EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL POR FUNGOS DO GÊNERO *PLEUROTUS*
Alexsandra Fernandes, Marcia Luciane Lange Silveira, Elisabeth Wisbeck, Regina Maria Miranda Gern, Mariane Bonatti-Chaves, Sandra Aparecida Furlan

252 MINICURRÍCULOS DOS AUTORES



PREFÁCIO

QUALIDADE AMBIENTAL E CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE: estudos de casos brasileiros

Abordagens multidisciplinares sobre o uso de recursos naturais e a qualidade ambiental hoje constituem temas geradores de trabalhos científicos que fornecem conteúdos para debates em todas as esferas da sociedade. Em vista das políticas de desenvolvimento socioeconômico almeçadas por muitos países, entre os quais se inclui o Brasil, isso é fundamental para a sustentabilidade de tais atividades. Na árdua e às vezes ingrata tarefa de indicar os caminhos para o desenvolvimento sustentável, residem as mazelas de alguns segmentos da sociedade que se fundamentam na falta e/ou na ocultação de informações, apontando para o lado oposto do real desenvolvimento, que a princípio deveria contribuir para o equilíbrio ambiental de nosso planeta.

Desde a quebra de paradigma da evolução humana, denominada de Revolução Industrial, houve o aumento da população mundial e, por consequência, crescente demanda por recursos naturais, depauperando os ecossistemas e assim expondo grande parte da população mundial a condições ambientais insalubres. Nesse contexto, um dos desdobramentos de tal desenvolvimento, que foi previsto há anos, foram as mudanças climáticas, que fazem parte do nosso cotidiano e que mais recentemente causam prejuízos sem precedentes, jogando populações de determinadas regiões do planeta à condição de miséria.

Um dos efeitos mais severos decorrentes da demanda mundial por recursos naturais está na fragmentação dos ecossistemas, que desencadeia no declínio de populações e na extinção de espécies de plantas, animais e outros grupos de organismos. A pressão no tocante aos ambientes naturais

também resulta dos resíduos das atividades humanas, como metais pesados, nutrientes, matéria orgânica e plásticos, além da poluição do ar e do solo, auxiliando na intensificação da pressão sobre os ecossistemas, que não reciclam tais dejetos na mesma velocidade com que são produzidos, decrescendo, assim, a sua saúde, o que influencia diretamente na qualidade da vida humana.

O panorama não nos parece muito favorável, requerendo uma profunda reflexão do nosso real papel neste planeta. Como podemos retroceder esse quadro, que aponta para um caminho sem retorno, que em curto tempo de nossa existência conduzirá ao esgotamento dos recursos naturais em um ambiente amplamente deteriorado? Cabe aqui ressaltar que, sem o envolvimento de toda a sociedade, assumindo seus efeitos deletérios em relação à natureza, as tentativas de implantar políticas públicas de sustentabilidade serão infrutíferas, pois são necessárias ações que se baseiem em uma visão ecossistêmica.

Diante dos desafios de sustentabilidade dos ecossistemas naturais e de ambientes antropizados, este livro, vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente, aborda temas conceituais e de estudos de caso a respeito de conservação da biodiversidade, gestão ambiental e biorremediação. Os trabalhos aqui apresentados reúnem contribuições das instituições parceiras – Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), Universidade Federal do Paraná (UFPR), Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR), Università degli Studi di Firenze (UniFI), Universidade Estadual de Maringá (UEM), Universidade de São Paulo (USP) e Andrios Assessoria Técnico-Científica em Microbiologia Ambiental dos Solos – e da própria Universidade da Região de Joinville (Univille). Esperamos que os que consultarem esta obra se sensibilizem sobre a importância dos indicadores biológicos e ambientais como ferramenta para dimensionar a qualidade ambiental e das estratégias para mitigar efeitos das ações degradantes dos ecossistemas, contribuindo para aprofundar os debates acerca da conservação da natureza e do uso de seus recursos em tempos de desmandos e incertezas, em que o papel da ciência está sendo relativizado.

Os organizadores



CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE







CAPÍTULO 1

OCORRÊNCIA DE AVES MARINHAS E COSTEIRAS NO ARQUIPÉLAGO DAS GRAÇAS, LITORAL NORTE DE SANTA CATARINA, BRASIL

Tamara Aparecida Carlini
Marta Jussara Cremer
Universidade da Região de Joinville (Univille)

INTRODUÇÃO

O Brasil, com 8.512.000 km², abriga uma das mais diversas avifaunas do mundo, com o número de espécies estimado em 1.801. Destas, 148 são aves marinhas e costeiras e 160 possuem hábitos aquáticos (Sick 1997, CBRO 2011). Segundo Vooren e Brusque (1999), 29 famílias de aves incluem espécies marinhas e/ou costeiras.

As aves ocupam uma infinidade de habitats e podem ter histórias de vida muito diferenciadas. As aves marinhas constituem um grupo muito diversificado de espécies que se adaptaram com grande eficiência ao meio marinho (Branco 2004). A história de vida das espécies marinhas tem características radicalmente diferentes da maioria das aves da ordem Passeriformes, que reúne a maior parte das espécies terrestres (Schreiber & Burger 2002). Aves controlam as populações de presas, colaborando com o equilíbrio de seus ecossistemas. Além disso, são animais atraentes, seja por seu canto, seja por sua aparência, e contribuem para o bem-estar do ser humano (Cremer & Grose 2010). Aprofundar o conhecimento das espécies e de seu habitat é algo essencial para sua proteção e conservação (Branco 2004).

Conforme Novelli (1997), aves marinhas são aquelas que possuem adaptações fisiológicas específicas, como a glândula de sal, além de nidificarem quase que exclusivamente em ilhas costeiras ou oceânicas. São espécies que dependem dos ecossistemas marinhos para sua sobrevivência e alimentam-se de organismos marinhos. Utilizam uma variedade de ambientes formados da transição entre terra e mar, como baías, estuários, lagunas, manguezais e outros (Storer et al. 2005).

As ilhas costeiras de todo o Brasil representam para as aves marinhas um importante sítio de reprodução (Sick 1997, Vooren & Brusque 1999, Branco 2004, Krul 2004), contudo esses ambientes vêm sofrendo intensa pressão antropogênica causada pela sua ocupação irregular, destruição da vegetação nativa, introdução de espécies exóticas e coleta de ovos (Vooren & Brusque 1999, Branco 2004, Efe 2004). No caso das ilhas costeiras, os impactos têm sido ainda mais intensos, principalmente por elas estarem próximas aos continentes urbanizados e receberem visitas periódicas de pescadores e turistas (Antas 1990, Efe 2004).

Várias espécies de aves marinhas têm sido registradas em ilhas costeiras de Santa Catarina e do Paraná, com ênfase para a formação de colônias reprodutivas. São locais de grande importância para muitas espécies, servindo como ponto de reprodução e abrigo. Nas ilhas Moleques do Sul, as autoras Bege e Pauli (1988) registraram o período reprodutivo de espécies das famílias Sulidae, Fregatidae e Laridae. Na ilhota da Galheta, Soares e Schiefler (1995) identificaram diferentes espécies de aves marinhas, destacando o comportamento reprodutivo de *Larus dominicanus*. Branco (2004) realizou estudos sobre a reprodução de *L. dominicanus*, *Sterna hirundinacea*, *Thalasseus acuflavidus*, *Sula leucogaster* e *Fregata magnificens* em algumas ilhas costeiras de Santa Catarina. Krul (2004) apontou cinco espécies de aves marinhas que nidificam em ilhas do litoral do Paraná – Ilha da Figueira, Arquipélago de Currais e Ilhas de Itacolomis –, incluindo *S. leucogaster*, *F. magnificens*, *L. dominicanus*, *T. acuflavidus* e *S. hirundinacea*. Porém a conservação das ilhas costeiras no Brasil é insuficiente, sendo necessário um levantamento daqueles ambientes que estão

sendo utilizados pelas aves marinhas para nidificação ou pouso, para que medidas de proteção possam ser tomadas (Vooren & Brusque 1999).

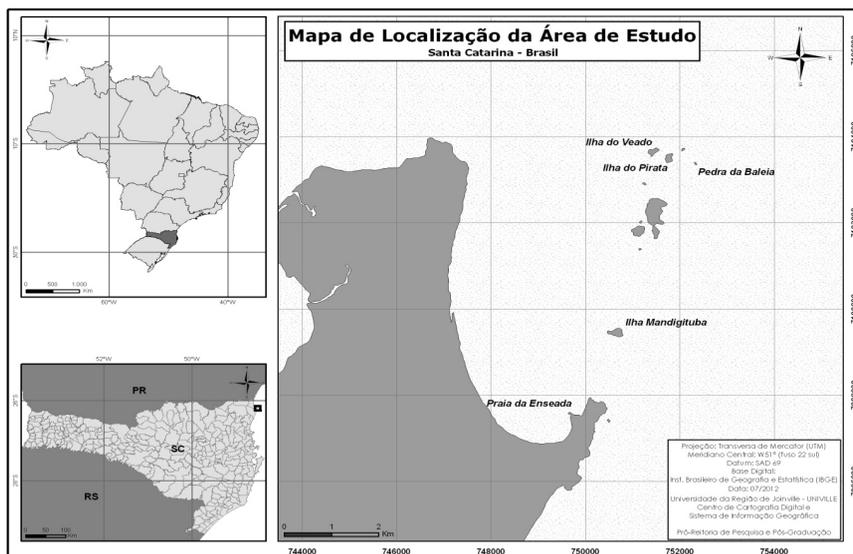
São escassas as informações sobre a avifauna que ocorre nas ilhas do Arquipélago das Graças, no litoral norte de Santa Catarina (Fink et al. 2011). Nesse sentido, os objetivos deste trabalho foram fazer um levantamento das espécies de aves marinhas que utilizam tais ilhas ao longo de um ano e identificar os principais usos que as espécies fazem delas.

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de dados foi realizada nas ilhas Mandigituba (26°12'14,23"S e 48°29'33,37"O), do Pirata (26°9'54,99"S e 48°29'7,16"O) e do Veado (26°9'59,57"S e 48°28'53,34"O), além de um afloramento rochoso, Pedra da Baleia (26°10'2"S e 48°28'32,86"O). As ilhas fazem parte do Arquipélago das Graças (Figura 1), constituído de um conjunto de cinco ilhas que inclui também as ilhas Velha e da Paz. Afloramentos rochosos e seis lajes estão presentes nos arredores e abrangem, além da Pedra da Baleia, a dos Lobos, Sororoca, Corvina, Cação e do Meio e um parcel chamado Parcel do Norte (Bueno 2010). Essas ilhas são continentais, por serem oriundas de afloramento e embasamento cristalino rochoso, tendo a mesma formação geológica do continente (Wiest 2007).

O arquipélago fica a cerca de 7 km da costa, situado em frente à Praia de Enseada, no município de São Francisco do Sul. Está próximo também da Baía Babitonga, que abriga uma significativa diversidade de aves, atuando como um importante local para alimentação e pouso de aves marinhas, costeiras e limícolas (Cremer & Grose 2010). Essa região sofre com a influência de atividades portuárias, despejo de efluentes sem tratamento e sobrepesca (Cremer 2006, Bueno 2010). De acordo com Bueno (2010), as ilhas são utilizadas também para a pesca esportiva e o turismo, mais intenso no verão. O canal de acesso para os portos de São Francisco do Sul e de Itapoá, localizados na Baía Babitonga, atravessa o Arquipélago das Graças.

Figura 1. Localização das ilhas estudadas: Ilha Mandigituba ($26^{\circ}12'14,23''S$ e $48^{\circ}29'33,37''O$), Ilha do Pirata ($26^{\circ}9'54,99''S$ e $48^{\circ}29'7,16''O$), Ilha do Veado ($26^{\circ}9'59,57''S$ e $48^{\circ}28'53,34''O$) e Pedra da Baleia ($26^{\circ}10'2''S$ e $48^{\circ}28'32,86''O$), no litoral norte de Santa Catarina



Fonte: Centro de Cartografia Digital e Sistema de Informação Geográfica, Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação, Universidade da Região de Joinville (Univille)

Selecionaram-se para amostragem as ilhas que não tinham nenhuma ocupação humana. As ilhas da Paz e Velha, em função do fácil acesso, apresentam algumas construções, como o farol da Marinha do Brasil, na Ilha da Paz, e várias casas, como é o caso da Ilha Velha.

A coleta de dados ocorreu no período de julho de 2011 a junho de 2012, com amostragens quinzenais, sempre em dias com boas condições de mar, em um barco a motor. As margens de cada ilha e da Pedra da Baleia foram percorridas em baixa velocidade, na maior proximidade possível, com a presença de no mínimo dois observadores a bordo. A amostragem consistiu na contagem de todos os indivíduos de cada espécie que estivessem pousados sobre as pedras, na vegetação ou na água, assim como os que estivessem sobrevoando o local. A nomenclatura

taxonômica seguiu recomendações do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO 2011).

Utilizaram-se binóculos 7x50 mm para a observação das espécies e contador manual de quatro dígitos para a quantificação do número de indivíduos. A identificação das espécies foi feita com o auxílio de guias para identificação (Narosky & Yzurieta 2003, Sigrist 2009, Cremer & Grose 2010). Sempre que possível, eram obtidos registros fotográficos que pudessem auxiliar na identificação das espécies, com uma câmera fotográfica digital com lente *zoom* de 100-300 m.

Em laboratório, os dados foram transferidos para planilhas do Microsoft Excel 2007 para a análise dos dados. O *status* de ocorrência das espécies foi definido de acordo com o CBRO (2011), sendo consideradas três categorias:

- R: com evidências de reprodução no país disponíveis;
- VN: visitante sazonal oriundo do Hemisfério Norte;
- VS: visitante sazonal oriundo do sul do continente.

O número de espécies observadas em cada ilha serviu como parâmetro de riqueza. A frequência de ocorrência (FO) de cada espécie foi calculada para cada ilha considerando o número de meses em que a espécie *x* foi registrada/número total de meses amostrados * 100 (Krebs 1999). A frequência relativa (FR) de cada espécie em cada ilha foi calculada como um percentual, levando em conta o número de indivíduos da espécie *x* / número total de indivíduos observados * 100 (Krebs 1999). A abundância mensal foi o número máximo de indivíduos registrados tendo em vista as duas amostragens mensais.

Efetou-se uma análise de similaridade quantitativa entre a comunidade de aves de cada ilha por intermédio do coeficiente de distância de Bray-Curtis, pelos recursos do programa PRIMER-e 6.1.6. A diversidade de cada ilha foi calculada por meio do índice de diversidade de Shannon-Wiener (H') (Odum 1988).

RESULTADOS

Realizaram-se 24 amostragens com duração média de 1,5 hora cada uma, totalizando 36 horas de esforço e 96 horas na embarcação. Nesse período registraram-se 18 espécies de aves

marinhas e costeiras, pertencentes a 13 famílias (Quadro 1). As espécies com 100% de FO foram *F. magnificens*, *Coragyps atratus*, *Haematopus palliatus* e *S. leucogaster*, que estiveram presentes nos 12 meses de amostragem.

As famílias Fregatidae, Laridae, Cathartidae, Haematopodidae, Sulidae, Phalacrocoracidae, Spheniscidae, Scolopacidae, Charadriidae e Alcedinidae foram representadas somente por uma espécie cada uma. No caso dos falconiformes, registraram-se três espécies: *Milvago chimachima*, *Caracara plancus* e *Milvago chimango*. Da família Sternidae, encontraram-se duas espécies: *T. acuflavidus* e *S. hirundinacea*; e da família Ardeidae, três: *Ardea alba*, *Ardea cocoi* e *Egretta thula*.

Foram registradas duas espécies migratórias: *Spheniscus magellanicus*, uma espécie migrante da costa da Argentina, do Chile e das Ilhas Malvinas, foi observada apenas em uma ocasião, com dois indivíduos jovens nadando no entorno das ilhas; e três indivíduos de *Calidris alba*, espécie migratória do Hemisfério Norte, registrada no mês de outubro.

Quadro 1. Espécies de aves marinhas e costeiras registradas nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia, com a frequência de ocorrência (FO) de cada espécie no período de julho de 2011 a junho de 2012. O status das espécies no Brasil segue a classificação do Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos

Família	Espécie	Nome popular	FO (%)	Status no Brasil
Fregatidae	<i>Fregata magnificens</i> Mathews, 1914	Tesourão	100	R
Cathartidae	<i>Coragyps atratus</i> Bechstein, 1793	Urubu-de-cabeça-preta	100	R
Haematopodidae	<i>Haematopus palliatus</i> Temminck, 1820	Pirupiru	100	R
Sulidae	<i>Sula leucogaster</i> Boddaert, 1783	Atobá-pardo	100	R
Laridae	<i>Larus dominicanus</i> Lichtenstein, 1823	Gaivotão	91,67	R

Continua...

Continuação do quadro 1

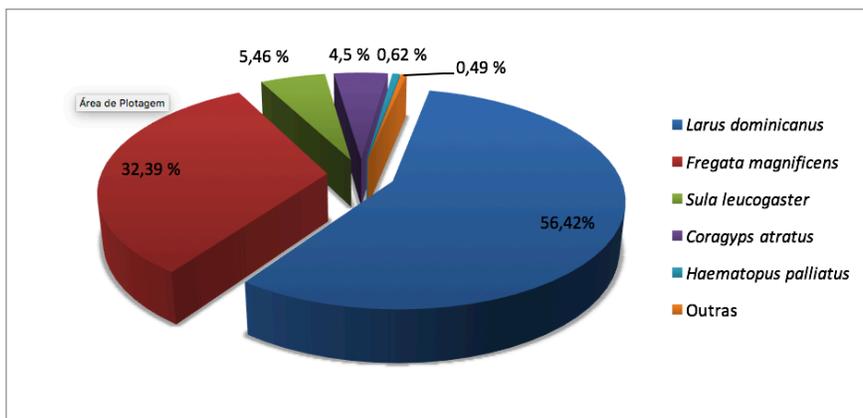
Família	Espécie	Nome popular	FO (%)	Status no Brasil
Falconidae	<i>Milvago chimachima</i> Vieillot, 1816	Carrapateiro	50	R
	<i>Caracara plancus</i> Miller, 1777	Caracará	41,67	R
	<i>Milvago chimango</i> Vieillot, 1816	Chimango	8,33	R
Phalacrocoracidae	<i>Nannopterum brasilianus</i> Gmelin, 1789	Biguá	50	R
Sternidae	<i>Thalasseus acuflavidus</i> Cabot, 1847	Trinta-réis-de-bando	25	R
	<i>Sterna hirundinacea</i> Lesson, 1831	Trinta-réis-de-bico-vermelho	33,33	R
Spheniscidae	<i>Spheniscus magellanicus</i> Forster, 1781	Pinguim-de-magalhães	16,67	VS
Ardeidae	<i>Ardea alba</i> Linnaeus, 1758	Garça-branca-grande	8,33	R
	<i>Egretta thula</i> Molina, 1782	Garça-branca-pequena	8,33	R
	<i>Ardea cocoi</i> Linnaeus, 1766	Garça-moura	8,33	R
Scolopacidae	<i>Calidris alba</i> Pallas, 1764	Maçarico-branco	8,33	VN
Charadriidae	<i>Charadrius collaris</i> Vieillot, 1818	Batuíra-de-coleira	8,33	R
Alcedinidae	<i>Megaceryle torquata</i> Linnaeus, 1766	Martim-pescador-grande	8,33	R

R: residente, com evidências de reprodução no país disponíveis; VN: visitante sazonal oriundo do Hemisfério Norte; VS: visitante sazonal oriundo do sul do continente.

Fonte: primária

Larus dominicanus foi a espécie que apresentou a maior FR, sendo a mais abundante em todas as ilhas analisadas, com 56,4%. Em segundo lugar veio *F. magnificens* (32,4%), seguida de *S. leucogaster* (5,5%), *C. atratus* (4,5%) e *H. palliatus* (0,6%). As outras representaram apenas 0,5% (Figura 2).

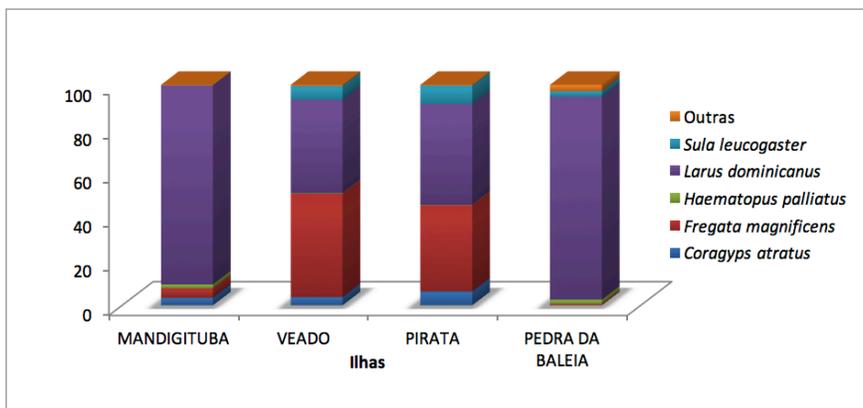
Figura 2. Frequência relativa das espécies de aves marinhas e costeiras registradas nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia, no Arquipélago das Graças, litoral norte de Santa Catarina



Fonte: primária

A Figura 3 traz as cinco espécies com maior FR em cada ilha. A categoria *outras* reuniu as espécies que apareceram somente uma vez em cada ilha amostrada.

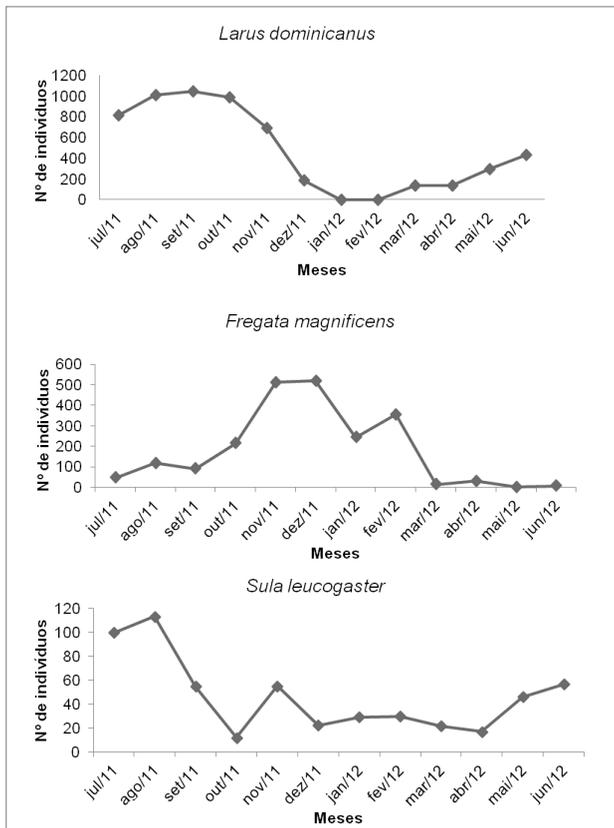
Figura 3. Frequência relativa (%) das espécies de aves marinhas e costeiras para cada uma das ilhas estudadas no Arquipélago das Graças, litoral norte de Santa Catarina, no período de julho de 2011 a junho de 2012



Fonte: primária

Larus dominicanus representou 90% do número de indivíduos presentes nas ilhas estudadas. Observou-se aumento na FR da espécie nos meses de julho a outubro, quando foram registrados também ninhos nas ilhas Mandigituba e do Pirata. Notou-se aumento gradual na população de jovens da espécie de *F. magnificens* em relação aos adultos, tanto na Ilha do Veado como na Ilha do Pirata, entre os meses de novembro e fevereiro. Em julho e agosto foi verificado aumento gradual na população de *S. leucogaster* (Figura 4).

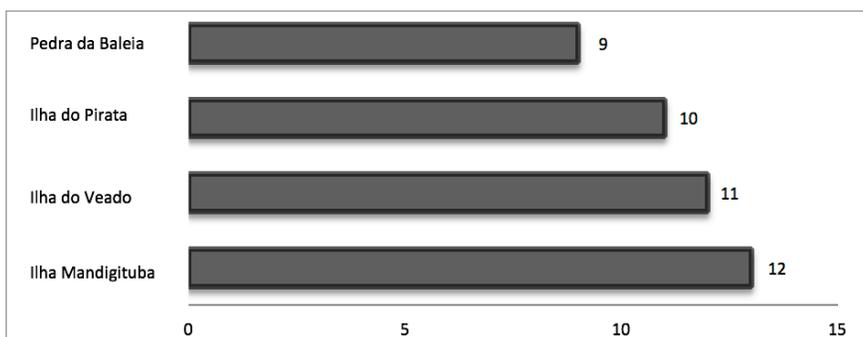
Figura 4. Abundância mensal das espécies *Larus dominicanus*, *Fregata magnificens* e *Sula leucogaster* nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia, no Arquipélago das Graças, litoral norte de Santa Catarina, no período de julho de 2011 a junho de 2012



Fonte: primária

A riqueza apresentou pouca variação entre as ilhas, sendo o maior valor registrado na Ilha Mandigituba ($S = 12$) (Figura 5), cuja área é maior em comparação com a Ilha do Veado ($S = 11$) e a do Pirata ($S = 10$). A Pedra da Baleia, a menor área amostrada, apresentou também o menor número de espécies ($S = 9$).

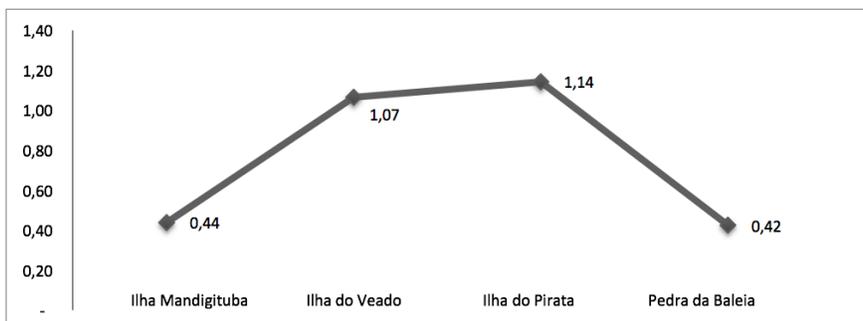
Figura 5. Riqueza das espécies de aves marinhas e costeiras nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia, no Arquipélago das Graças, litoral norte de Santa Catarina, registrada no período de julho de 2011 a junho de 2012



Fonte: primária

A Ilha do Pirata ($H' = 1,14$) e a Ilha do Veado ($H' = 1,06$) evidenciaram os maiores índices de diversidade (H') (Figura 6).

Figura 6. Diversidade de Shannon-Wiener (H') de aves marinhas e costeiras nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia no período de julho de 2011 a junho de 2012



Fonte: primária

A análise de similaridade de Bray-Curtis indicou que há similaridade de 80% entre a Ilha do Veado e a Ilha do Pirata. A Pedra da Baleia foi a que mais se diferenciou, com similaridade de apenas 50% no que se refere às outras ilhas (Figura 7). A grande similaridade entre as ilhas do Veado e do Pirata está relacionada à composição de espécies encontradas em ambos os locais, com predominância de *L. dominicanus*, *F. magnificens*, *S. leucogaster*, *C. atratus* e *H. palliatus*. Na Ilha Mandigituba ocorreu maior predominância de *L. dominicanus*, diferenciando-a das outras por causa do intenso uso da ilha como local de reprodução. Na Pedra da Baleia foram registradas poucas espécies, incluindo aves migratórias como *C. alba*, que a utiliza como local de descanso.

Figura 7. Similaridade quantitativa de Bray-Curtis entre as comunidades de aves marinhas e costeiras nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia, no Arquipélago das Graças, litoral norte de Santa Catarina, no período de julho de 2011 a junho de 2012



Fonte: primária

DISCUSSÃO

No Arquipélago das Graças foram registradas 18 espécies de aves marinhas e costeiras, um número superior ao registrado nas ilhas Moleques do Sul, Deserta e Itacolomis e no Arquipélago

de Tamboretetes, localizados no litoral centro-sul de Santa Catarina, onde foram identificadas 14 espécies de aves marinhas (Branco 2004). O Arquipélago das Graças situa-se próximo à Baía Babitonga, um estuário que oferece muito recurso alimentar, o que contribui para que as aves se mantenham nas proximidades (Cremer & Grose 2010). As aves marinhas costumam utilizar as ilhas costeiras como dormitório, realizando deslocamentos diários para áreas de alimentação nas proximidades (Barbieri 2008).

Larus dominicanus foi a espécie predominante no Arquipélago das Graças. A espécie reproduz-se em ilhas próximas, como é o caso do Arquipélago de Tamboretetes, onde ocorre aumento gradual na abundância entre abril e setembro, quando ela inicia o seu ciclo reprodutivo (Branco 2004). De acordo com Krul (2004), a reprodução de *L. dominicanus* na costa do Paraná ocorre no Arquipélago de Currais, sendo os primeiros ovos encontrados em julho e os últimos filhotes em novembro. A espécie usa as ilhas do Arquipélago das Graças para reprodução, e a principal ilha ocupada é a Mandigituba, onde no mês de outubro foram observados jovens em formação de creche (Reis 2014). Os jovens formam as creches como estratégia para reduzir a predação e diminuir os cuidados dos pais com a prole (Yorio et al. 1996). A Ilha do Pirata também serviu para reprodução de *L. dominicanus*, contudo o número de ninhos foi menor e concentrado em setembro e outubro.

Nos meses de janeiro e fevereiro, a espécie *L. dominicanus* não foi vista nas ilhas – possivelmente nesse período ela recorre às ilhas somente para descanso, chegando ao entardecer e saindo ao amanhecer (Reis 2014), o que explica sua ausência nos horários de realização da amostragem. Branco (2003) afirma que, a partir de dezembro, a espécie praticamente se ausenta das ilhas, indicando que nesse período ela permanece em estuários ou praias do litoral catarinense. A Ilha do Veado apresentou 40% de FR para *L. dominicanus* e *F. magnificens*. *Sula leucogaster* apresentou 10% e *C. atratus* 5%. *Larus dominicanus* utiliza também a Ilha do Veado como local de reprodução; a construção dos ninhos inicia-se em junho, e os primeiros filhotes são registrados no começo de setembro até novembro. A espécie é considerada potencialmente predadora de ovos e filhotes de outras espécies de aves, entre elas *S. leucogaster* (Branco 2004).

Segundo Rosário (1996), considera-se *L. dominicanus* um predador perigoso até mesmo para gaivotas da mesma espécie, alimentando-se de ovos e filhotes.

O aumento de jovens de *F. magnificens* na Ilha do Veado e na Ilha do Pirata entre os meses de novembro e fevereiro possivelmente esteja relacionado à dispersão das populações após o período reprodutivo. A espécie nidifica em ilhas do Arquipélago de Moleques do Sul entre junho e setembro (Branco 2003, Branco & Machado 2011), e de dezembro a maio ocorre redução na abundância de jovens nessas ilhas (Machado 2007). No Arquipélago de Currais, *F. magnificens* reproduz-se durante o ano todo, mas o maior número de indivíduos ocorre entre os meses de agosto e setembro (Krul 2004). Em ambos os casos, há aumento do número de jovens no Arquipélago das Graças, que possivelmente recebe indivíduos tanto do Paraná como do sul de Santa Catarina.

O menor número de ninhos de *L. dominicanus* na Ilha do Pirata possivelmente esteja associado ao fato de que *S. leucogaster* também usa o local para reprodução – os ninhos e filhotes dessa espécie foram registrados ao longo de todo o ano. Contudo, nos meses de julho e agosto, foi observado aumento gradual na população de *S. leucogaster*, o que pode estar ligado a um pico reprodutivo da espécie. Nas ilhas do Arquipélago Moleques do Sul, a população de *S. leucogaster* oscilou no decorrer do ano, com maior abundância no período de agosto a novembro (Branco 2004). Krul (2004) afirma que no Paraná a espécie se reproduz o ano todo, mas no período de fevereiro a maio ocorre aumento do número de indivíduos em atividade reprodutiva.

Coragyps atratus foi registrado apenas nas ilhas em que ocorre reprodução de outras espécies de aves: Mandigituba e do Pirata. A espécie é necrófaga, pois se alimenta principalmente de carcaças (Souto 2008), embora também possa preda ovos, filhotes e animais fragilizados que não conseguem fugir, roubando tudo o que consegue das outras espécies (Rosário 1996, Branco 2004, Souto 2008). A espécie nidifica em algumas ilhas costeiras de Santa Catarina, como é o caso do Arquipélago de Tamborettes, Ilha de Itacolomis, Ilha Deserta, Arquipélago de Moleques do Sul, Ilha dos Lobos e Ilha do Cardos, sendo

encontrados ninhos com ovos nos meses de setembro a dezembro, o que coincide com o período reprodutivo das aves marinhas nessas áreas (Branco 2003).

A Pedra da Baleia foi usada somente para descanso por oito espécies de aves marinhas e costeiras, incluindo aves migratórias. Por ser uma área pequena, sem presença de vegetação, não comporta um número maior de indivíduos ou espécies, não sendo propícia para reprodução. No caso das aves migratórias, estas utilizam tais áreas para pouso e alimentação (Sick 1997, Azevedo-Júnior et al. 2001).

Segundo Gotelli e Ellison (2011), o índice de diversidade de Shannon-Wiener é baseado na abundância proporcional das espécies, considerando tanto a riqueza das espécies quanto sua equidade. A menor diversidade na Ilha Mandigituba e na Pedra da Baleia foi fortemente influenciada pelo grande número de indivíduos de *L. dominicanus*. No caso da Ilha do Pirata e da Ilha do Veado, o número de indivíduos por espécie esteve mais bem distribuído, não ocorrendo nenhuma espécie dominante. Os resultados indicam que o tamanho das ilhas influenciou no número de espécies, por ter maior espaço em determinada área geográfica. A presença humana na Ilha Mandigituba, que possui fácil acesso para a prática da pesca e de mergulho em comparação às outras ilhas, possivelmente tenha influenciado na diversidade de espécies nesse local, com predominância de *L. dominicanus*, que é uma espécie bastante tolerante à presença humana (Secchin 2002).

A riqueza de espécies nas ilhas Mandigituba, do Veado e do Pirata e na Pedra da Baleia aponta a importância do Arquipélago das Graças como local de descanso e reprodução de aves marinhas e costeiras. As variações sazonais estão relacionadas principalmente ao ciclo reprodutivo das espécies. Além da presença de espécies residentes, foram encontradas também espécies migratórias que utilizam o local para descanso. A proximidade com a Baía Babitonga torna essas ilhas locais estratégicos como dormitório para as espécies de aves marinhas que se mantêm na região para fins de alimentação, favorecidas pela produtividade elevada do estuário.

REFERÊNCIAS

Antas PTZ. 1990. Status and conservation of seabirds breeding in Brazilian waters. *In*: Croxal JP (Ed.) Seabird status and conservation: a supplement. Cambridge: ICBP Technical Publication 11. pp. 140-158.

Azevedo-Júnior SMDE, Dias Filho MM, Larrazábel DEME, Telino-Júnior WR, Lyra-Neves RM & Fernandes CJG. 2001. Recapturas e recuperações de aves migratórias no litoral de Pernambuco, Brasil. *Ararajuba*, 9(1): 33-42.

Barbieri E. 2008. The gull (*Larus dominicanus*) distribution during the year of the 2005 at Cananéia-Iguape Ilha Comprida estuary, São Paulo, Brazil. *Biota Neotropica*, 8: 99-102.

Bege LAR & Pauli BT. 1988. As aves nas Ilhas Moleques do Sul – Santa Catarina: aspectos da ecologia, etologia e anilhamento de aves marinhas. Florianópolis: Fatma. 64 p.

Branco JO. 2003. Reprodução das aves marinhas nas ilhas costeiras de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Zoologia*, 20(4): 619-623.

Branco JO. 2004. Aves marinhas das ilhas de Santa Catarina. *In*: Branco JO (Ed.) Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Itajaí: Editora Univali. pp. 15-36.

Branco JO & Machado IF. 2011. Observações sobre a reprodução de *Fregata magnificens* nas Ilhas Moleques do Sul, Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19(4): 514-519.

Bueno LS. 2010. Caracterização da ictiofauna recifal do Arquipélago das Graças, São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. Dissertação (Mestrado em Sistemas Costeiros e Oceânicos), Universidade Federal do Paraná.

Comitê Brasileiro de Registros Ornitológicos (CBRO). 2011. Listas das aves do Brasil. 10. ed. Disponível em: <http://www.cbro.org.br>. Acesso em: setembro/2012.

Cremer MJ. 2006. O estuário da Baía da Babitonga. *In*: Cremer MJ, Morales PRD & Oliveira TMN (Eds.) Diagnóstico ambiental da Baía da Babitonga. Joinville: Editora Univille. pp. 15-19.

Cremer MJ & Grose AV. 2010. Aves do estuário da Baía da Babitonga e litoral de São Francisco do Sul. Joinville: Editora Univille.

Efe MA. 2004. Aves marinhas das ilhas do Espírito Santo. *In*: Branco JO (Ed.). Aves marinhas e insulares brasileiras: bioecologia e conservação. Itajaí: Editora Univali. pp. 101-118.

Fink D, Reis TCP, Carlini TA & Cremer MJ. Levantamento preliminar da avifauna marinha e costeira das ilhas Veado e Pirada, São Francisco do Sul, Santa Catarina. *In*: XIV Congresso Latino-Americano de Ciências do Mar, 2011, Balneário Camboriú. Resumos.

Gotelli NJ & Ellison AM. 2011. Princípios de estatística em ecologia. Porto Alegre: Artmed.

Krebs CJ. 1999. Ecological methodology. 2. ed. Nova York: Addison Wesley Longman. 624 p.

Krul R. 2004. Aves marinhas costeiras do Paraná. *In*: Branco JO (Ed.) Aves marinhas e insulares brasileiras: biologia e conservação. Itajaí: Editora Univali. pp. 37-56.

Machado IF. 2007. Aspectos reprodutivos de *Fregata magnificens* (Mathews, 1914), nas ilhas Moleques do Sul, Florianópolis, SC. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia), Universidade do Vale do Itajaí.

Narosky T & Yzurieta D. 2003. Guía para la identificación de las aves de Argentina y Uruguay. Buenos Aires: Vazquez Mazzini. 427 p.

Novelli R. 1997. Aves marinhas costeiras do Brasil: identificação e biologia. Urubici: Cinco Continentes. 92 p.

Odum EP. 1988. Ecologia. Rio de Janeiro: Guanabara. 434 p.

Reis TCP. 2014. Reprodução de *Larus dominicanus* na Ilha Mandigituba, litoral norte de Santa Catarina. Dissertação de Mestrado (Saúde e Meio Ambiente), Universidade da Região de Joinville.

Rosário LA. 1996. As aves em Santa Catarina: distribuição geográfica e meio ambiente. Florianópolis: Fatma.

Schreiber EA & Burger J. 2002. Biology of marine birds. Boca Raton: CRC Press.

Secchin C. 2002. Mar do rio – fronteira azul da cidade. Rio de Janeiro: Andréa Jakobsson Estúdio. 208 p.

Sick H. 1997. Ornitologia brasileira. Rio de Janeiro: Nova Fronteira. 862 p.

Sigrist T. 2009. Guia de campo Avis Brasilis – avifauna brasileira: descrição das espécies: the field guide to the birds of Brazil: species accounts. São Paulo: Avis Brasilis. 600 p.

Soares M & Schiefler AF. 1995. Aves da Ilhota da Galheta, Laguna, SC, Brasil. Arquivos de Biologia e Tecnologia, 38(4): 1101-1107.

Souto HN. 2008. Ecologia de interações entre *Coragyps atratus* (Bechstein, 1793) e *Caracara plancus* (Miller, 1777) no município de Uberlândia (MG). Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação dos Recursos Naturais), Universidade Federal de Uberlândia.

Storer TI, Usinger RL, Stebbins RC & Nybakken JW. 2005. Zoologia geral. 6. ed. São Paulo: Companhia Nacional. 822 p.

Vooren CM & Brusque LF. 1999. As aves do ambiente costeiro do Brasil: biodiversidade e conservação. Rio Grande: Pronabio/ Fundação Universidade Federal de Rio Grande.

Wiest GB. 2007. Captura de recurso pesqueiro através do uso de armadilhas: estimativas de biomassa e abundância através da captura por unidade de esforço – CPUE. Monografia (Graduação em Biologia Marinha), Universidade da Região de Joinville.

Yorio P, Frere E, Gandini P & Giaccardi M. 1996. Uso de basurales urbanos por gaviotas: magnitud del problema y metodologías para su evaluación. Informes Técnicos del Plan de Manejo Integrado de la Zona Costera Patagónica. Puerto Madryn: Fundación Patagónica Natural.





CAPÍTULO 2

**COMUNIDADES MACROBENTÔNICAS DO
ENTREMARÉS DE UMA LAGOA NA PRAIA DO
FORTE, SÃO FRANCISCO DO SUL, SANTA CATARINA**

Luciano Lorenzi
Alekssandra Dittrich Viana
Yara Cristina Bonetto
Bruna Conte Reginato
Devon Gebauer Mayer
Gilmar Sidnei Erzinger
Universidade da Região de Joinville (Univille)

INTRODUÇÃO

Lagoas costeiras apresentam estrutura e dinâmica complexas, pois são compostas de corpos d'água interiores separados do mar por uma barreira e conectados ao oceano por um ou mais canais restritos. Esses ecossistemas são formados e mantidos por processos de transporte de sedimentos que dependem das interações entre fatores geomorfológicos, hidrológicos e biológicos (Miranda et al. 2017). Constituem 13% das regiões costeiras, com área que varia de 0,01 a 10.000 km², têm profundidades inferiores a 5 m e dependendo do regime hidrológico podem ser hipersalinas ou de água doce (Kjerfve 1994). Posicionada entre ambientes de água doce e marinhos, a água doce provém da drenagem da planície costeira adjacente e mistura-se com a água do sistema marinho (Castro & Huber 2012). Na costa brasileira, as lagoas são abundantes e variam desde pequenas depressões preenchidas temporariamente com água da chuva ou do mar até corpos d'água com grandes extensões (Esteves 2011).

Tais ecossistemas estão entre as áreas com maior diversidade e produtividade biológica do planeta, representando

importantes zonas de abrigo, reprodução e alimentação (Suguio 1992, Kjerfve 1994, Miranda et al. 2017), e formam ecótonos entre os ecossistemas terrestre e aquático de água doce e marinhos (Basset & Abbiati 2004). Considerando que as lagoas costeiras estão entre os ecossistemas aquáticos naturais de transição com elevado valor de bens e serviços (Basset et al. 2013), a compreensão das dinâmicas ambiental e biológica dessas lagoas é fundamental para colaborar com programas de conservação e uso adequados. O estudo da diversidade biológica contribui para evidenciar padrões de distribuição das espécies e a organização das comunidades aquáticas (Esteves 2011).

A zona intermareal acomoda muitas espécies da macrofauna bentônica e proporciona um espaço importante para a alimentação de grandes crustáceos, aves e peixes (Herman et al. 1999). Uma vez nesses ambientes, as comunidades de tais organismos são principalmente estruturadas pelas variáveis ambientais (Menge & Olson 1990). A fauna bentônica tem papel significativo no funcionamento de ecossistemas aquáticos (Pereira & De Luca 2003). Entre suas várias funções, estão a quebra de matéria orgânica do sedimento, a ciclagem de nutrientes, a aeração do substrato inconsolidado por meio da bioturbação e o fato de atender a múltiplos níveis tróficos (Barros et al. 2012). Os organismos bentônicos são amplamente utilizados como indicadores de alterações de origem natural e/ou antrópica nos ambientes aquáticos (Callisto et al. 2001) e respondem de forma rápida e previsível a esses distúrbios (Calabreta & Oviatt 2008).

Nesse contexto, o objetivo do trabalho foi estabelecer as relações das variáveis ambientais com os padrões de distribuição espacial da densidade e composição da macrofauna bentônica da zona intermareal da Lagoa do Forte.

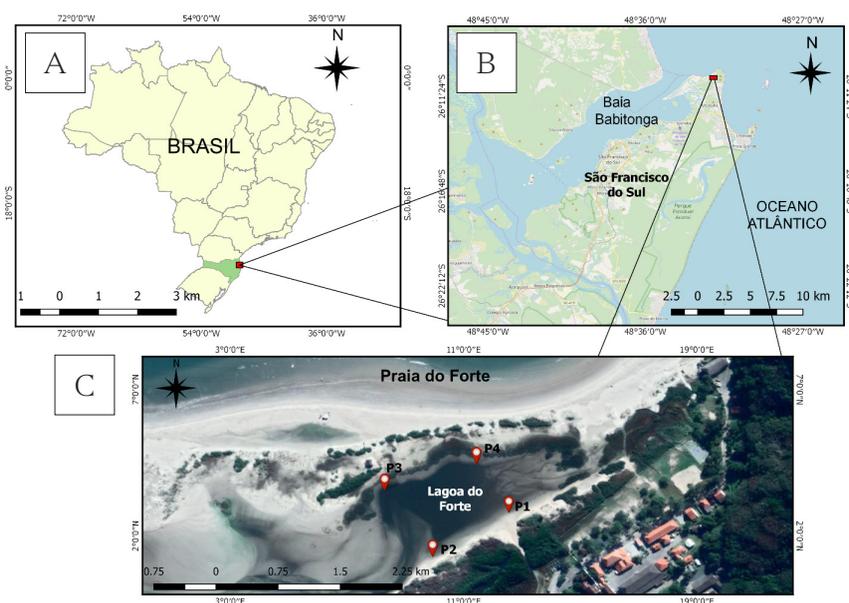
MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Lagoa do Forte está inserida na área de abrangência da praia estuarina do Forte, que tem 2.300 m de extensão e

está orientada no sentido NW-SE. Localizada no município de São Francisco do Sul, Santa Catarina, a linha de praia segue para o interior da Baía Babitonga até a Praia do Capri. Esse sistema compõe um conjunto de praias com esporões em barreira de pouca declividade e sedimento constituído de areia fina, caracterizando a baixa energia ambiental, majoritariamente sob influência marinha (Horn Filho 1997, Egres 2008). Os processos sedimentológicos locais decorrem da proximidade com a desembocadura da baía mediante a combinação dos regimes de ondas e marés, que ocasionaram a formação de esporão arenoso e, conseqüentemente, a da lagoa (Figura 1).

Figura 1 – (A) Localização do município de São Francisco do Sul, no estado de Santa Catarina, Brasil. (B) Localização da Praia do Forte, em São Francisco do Sul. (C) Lagoa do Forte com os pontos de amostragem (P1, P2, P3 e P4)



Fonte: primária

Amostragens

As amostragens foram realizadas em setembro de 2017 em quatro pontos de coleta (P1, P2, P3 e P4), posicionados nas margens não vegetadas da Lagoa do Forte (Figura 1). Em função das diferenças nas características visuais do sedimento, o perfil em cada ponto foi subdividido em porção arenosa (AR), de coloração mais clara, e porção lodosa (LD), de coloração mais escura e mais próxima da linha-d'água na maré baixa.

Em cada porção, estabeleceram-se três transectos, nos quais foram coletadas duas amostras para cada porção do perfil, totalizando seis amostras da macrofauna bentônica. Todas elas foram retiradas com o auxílio de um amostrador de policloreto de vinila (PVC) com 15 cm de diâmetro. Utilizando essa mesma configuração nas porções dos perfis dos respectivos pontos, duas amostras de sedimento foram coletadas e acondicionadas em potes plásticos de 300 ml, e determinou-se a temperatura do sedimento com um termômetro. Em cada ponto coletou-se a água próxima do perfil, e em laboratório foram determinados a salinidade e o pH.

As amostras da macrofauna foram lavadas em malha de 500 μm e seguiram para triagem, identificação e quantificação em um microscópio estereoscópico. Para as identificações da macrofauna bentônica, empregaram-se os guias de Rios (1994), Amaral e Nonato (1996), Melo-Filho e Melo (1996), Melo (1999) e Buckup e Bond-Buckup (1999). No sedimento definiram-se as porcentagens de carbonato de cálcio e de matéria orgânica (Dean 1974) e os diâmetros dos grãos por pipetagem (Galehouse 1971) e peneiramento (Suguio 1973). Os dados sedimentológicos foram tratados no aplicativo SysGran (Camargo 2006), para determinar os diâmetros médios dos grãos (média – escala ϕ), seleção, assimetria,

curtose e porcentagens de areia (% areia), silte (% silte) e argila (% argila).

Análise dos dados

A análise de componentes principais (ACP) (Legendre & Legendre 2012) foi aplicada para visualizar os agrupamentos de pontos (P1 a P4) e os respectivos tipos de substrato (AR e LD), bem como as suas relações com salinidade, temperatura, pH, porcentagens de carbonato de cálcio (% CaCO_3), matéria orgânica (% M.O.), areia, silte e argila, além de diâmetros médios dos grãos, seleção, assimetria e curtose.

Inicialmente foram testadas as normalidades dessas variáveis ambientais, e a temperatura foi excluída da análise porque não atendeu a esse requisito. Para os dados de densidade dos táxons da macrofauna bentônica, densidade total e riqueza, testaram-se a normalidade pelo método de Kolmogorov-Smirnov e a homogeneidade das variâncias pelo método de Levene. Tais testes *a priori* determinaram que as variáveis biológicas não atenderam a esses requisitos, direcionando para a aplicação de testes não paramétricos. O teste *t* de Kolmogorov-Smirnov foi realizado para verificar a significância das diferenças ($p < 0,05$) entre tipos de substrato (AR e LD), e a análise de variância (Anova) de Kruskal-Wallis com comparações múltiplas (Underwood 1997, Vieira 2010) serviu para testar as diferenças ($p < 0,05$) entre pontos (P1, P2, P3 e P4). Posteriormente, os somatórios das densidades dos táxons da macrofauna bentônica por tipo de substrato e ponto foram submetidos ao teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov. Os táxons atenderam a esse requisito e seguiram para a análise de correspondência (AC) (Legendre & Legendre 2012), a fim de visualizar os agrupamentos de táxons da macrofauna bentônica relacionados aos pontos (P1, P2, P3 e P4) e aos tipos de substrato (AR e LD).

RESULTADOS

No resultado da ACP das variáveis ambientais, o componente 1 contribuiu com 33,86% da variância e agrupou os pontos do interior da lagoa (P1 e P4), relacionando-os às maiores concentrações de areia e matéria orgânica, à redução da salinidade e ao aumento dos diâmetros dos grãos. O agrupamento dos substratos em P2 e P3 relacionou-se com o aumento da salinidade e proporções de silte e argila e com a redução dos diâmetros dos grãos (Figura 2; Tabela 1).

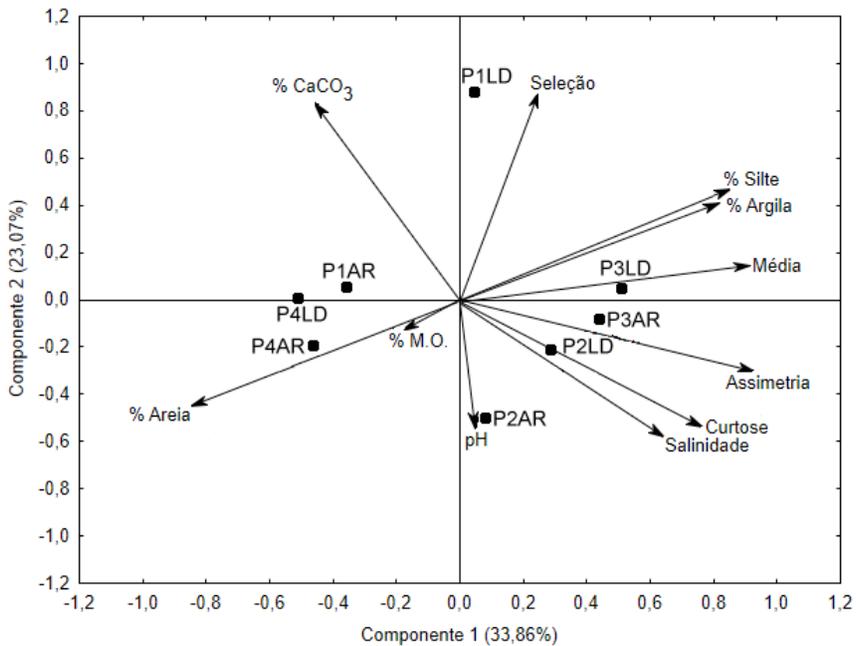
Entre os grupos de invertebrados da macrofauna bentônica, destacou-se Polychaeta, com 62% do número total de indivíduos, seguido de Mollusca (27%) e Crustacea (10,4%). Entre táxons, o poliqueta *Laeonereis acuta* foi numericamente dominante, com 42,2% da densidade total, e em seguida foram numericamente dominantes o poliqueta *Capitella nonatoi* (11,3%), o gastrópode *Heleobia australis* (10,7%) e o isópode *Tholozodium rhombofrontalis* (9,5%). As densidades dos bivalves *Anomalocardia brasiliana* e *Tellina nitens*, de *H. australis* e do poliqueta *Lumbrineris januarii* e o número de táxons da macrofauna bentônica foram significativamente maiores no substrato lodoso (Tabela 2).

No substrato arenoso as densidades de *T. rhombofrontalis* e do crustáceo decápode *Uca thayeri* foram significativamente maiores. As densidades médias dos demais táxons e a densidade total da macrofauna bentônica foram semelhantes entre ambos os substratos.

Na comparação entre pontos (Tabela 3), o número de táxons, a densidade total da macrofauna e a densidade de *Trochulus plebeius* foram significativamente menores em P3. A densidade de *T. rhombofrontalis* foi maior nos pontos da desembocadura da lagoa, em conjunto com *Excirolana braziliensis*, que dominou em P3, enquanto *C. nonatoi* e *L. acuta* dominaram na porção interna. As densidades dos

demais táxons foram semelhantes entre os pontos da Lagoa do Forte.

Figura 2 – Resultado da análise de componentes principais das variáveis ambientais



Legenda – AR: substrato arenoso; LD: substrato lodoso (LD); P1: ponto 1; P2: ponto 2; P3: ponto 3; P4: ponto 4; % M.O.: porcentagem de matéria orgânica; % CaCO₃: porcentagem de carbonato de cálcio
Fonte: primária

Tabela 1 – Valores das variáveis ambientais nos pontos (P1, P2, P3 e P4) e tipos de substrato. Valores gerais da média e do desvio padrão (dp) dos pontos e dos tipos de substrato. Autovalores das componentes 1 (C1) e 2 (C2) para as variáveis ambientais e os pontos e respectivos tipos de substrato

Variável	P1AR	P2AR	P3AR	P4AR	P1LD	P2LD	P3LD	P4LD	Média (dp)	C1	C2
% CaCO ₃	3,54	1,60	1,47	2,63	5,15	2,43	2,24	3,75	2,85 (1,23)	-0,22	0,35
% M. O.	0,58	2,08	0,31	0,66	1,22	0,64	0,35	0,95	0,85 (0,58)	-0,06	-0,09
Média	2,42	2,47	2,62	2,22	2,51	2,51	2,68	2,30	2,47 (0,15)	0,33	0,15
Seleção	1,06	1,06	1,13	1,08	1,33	1,13	1,13	1,12	1,13 (0,09)	0,04	0,43
Assimetria	0,36	0,47	0,54	0,31	0,35	0,54	0,54	0,30	0,43 (0,11)	0,36	-0,08
Curtose	2,32	2,83	2,68	2,32	2,25	2,81	2,67	2,10	2,50 (0,28)	0,32	-0,20
% Areia	91,10	90,45	86,63	91,47	86,43	88,18	85,70	90,93	88,86 (2,39)	-0,29	-0,28
% Silte	7,18	7,48	10,86	6,74	10,90	9,77	11,65	7,63	9,03 (1,97)	0,28	0,28
% Argila	1,73	2,07	2,51	1,79	2,67	2,05	2,65	1,44	2,11 (0,46)	0,28	0,26
pH	7,80	7,96	8,03	8,06	7,80	7,96	8,03	8,06	7,96 (0,11)	0,06	-0,25
Salinidade	32,00	36,00	34,00	32,00	32,00	36,00	34,00	32,00	33,5 (1,77)	0,28	-0,23
C1	-0,37	0,16	0,44	-0,44	-0,10	0,32	0,48	-0,50			
C2	0,00	-0,52	0,00	-0,25	0,87	-0,16	0,14	-0,08			
Temperatura	18,00	18,50	18,50	18,00	18,00	18,50	18,50	18,00	18,25 (0,27)		

Legenda – AR: substrato arenoso; LD: substrato lodoso (LD); P1: ponto 1; P2: ponto 2; P3: ponto 3; P4: ponto 4; % M.O.: porcentagem de matéria orgânica; % CaCO₃: porcentagem de carbonato de cálcio

Fonte: primária

Tabela 2 – Valores médios das densidades dos táxons, do número de táxons e da densidade total da macrofauna bentônica da Lagoa do Forte (área do amostrador = 0,02 m²) e respectivos desvios padrão (dp) nos substratos: resultados do teste *t* de Kolmogorov-Smirnov das comparações entre substratos arenoso (AR) e lodoso (LD) (N = 48)

Variável	Arenoso (gl = 23)	Lodoso (gl = 23)	p	Comparações
	Média (dp)	Média (dp)		
<i>Anomalocardia brasiliana</i> (Gmelin, 1971)	2,62 (3,14)	16,96 (13,41)	< 0,001*	LD > AR
<i>Heleobia australis</i> (d'Orbigny, 1835)	3,54 (7,28)	22 (26,7)	< 0,001*	LD > AR
<i>Lumbrineris januarii</i> (Grube, 1878)	0,71 (1,23)	16,62 (19,13)	< 0,001*	LD > AR
<i>Tellina nitens</i> (Adams, 1845)	1,92 (3,79)	15,33 (11,02)	< 0,001*	LD > AR
Número de táxons	5,25 (2,64)	7 (1,32)	< 0,025*	LD > AR
<i>Tagelus plebeius</i> (Lightfoot, 1786)	0,33 (0,7)	0,83 (1,24)	> 0,10	ns
Densidade total	99,12 (80,56)	140,42 (86,3)	> 0,10	ns
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i> (Giambiagi, 1922)	20,58 (31,9)	2,08 (6,51)	< 0,05*	AR > LD
<i>Uca thayeri</i> (Rathbun, 1900)	0,92 (1,41)	0 (0)	< 0,05*	AR > LD
<i>Excirrolana braziliensis</i> (Richardson, 1912)	0,58333	0 (0)	> 0,10	ns
<i>Capitella nonatoi</i> (Silva & Amaral, 2017)	17,42 (26,07)	9,58 (15,65)	> 0,10	ns
<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923)	49,25000	52,25 (50,3)	> 0,10	ns
<i>Armandia</i> sp. (Filippi, 1861)	0 (0)	0,21 (0,83)	> 0,10	ns

Continua...

Continuação da tabela 2

Variável	Arenoso (gl = 23)	Lodoso (gl = 23)	p	Comparações
	Média (dp)	Média (dp)		
<i>Branchiostoma</i> sp. (Costa, 1834)	0 (0)	0,04 (0,2)	> 0,10	ns
<i>Callinectes danae</i> (Smith, 1869)	0 (0)	0,04 (0,2)	> 0,10	ns
<i>Corophium</i> sp. (Latreille, 1806)	0 (0)	0,29 (1,43)	> 0,10	ns
<i>Cyprideis</i> sp. (Jones, 1857)	0 (0)	1,04 (5,1)	> 0,10	ns
<i>Haploscoloplos</i> sp. (Monro, 1933)	0 (0)	0,12 (0,61)	> 0,10	ns
<i>Heteromastus similis</i> (Southern, 1921)	0,5 (1,35)	2,5 (5,4)	> 0,10	ns
<i>Kalliapseudes schubarti</i> (Mañe-Garzón, 1949)	0,12 (0,34)	0,21 (1,02)	> 0,10	ns
Ophiuroidea	0 (0)	0,04 (0,2)	> 0,10	ns
<i>Polydora websteri</i> (Hartman, 1943)	0,17 (0,81)	0 (0)	> 0,10	ns
<i>Pomponema</i> sp. (Cobb, 1917)	0,04 (0,2)	0 (0)	> 0,10	ns
<i>Scoloplos ohlini</i> (Ehlers, 1901)	0 (0)	0,08 (0,41)	> 0,10	ns
Spionidae (Grube, 1850)	0 (0)	0,04 (0,2)	> 0,10	ns
<i>Turbonilla fasciata</i> (d'Orbigny, 1840)	0,08 (0,28)	0,08 (0,28)	> 0,10	ns
<i>Viscosia</i> sp. (de Man, 1890)	0,33 (1,63)	0,04 (0,2)	> 0,10	ns

* Diferenças significativas ($p < 0,05$); ns: diferenças não significativas; gl: graus de liberdade

Fonte: primária

Tabela 3 – Valores médios das densidades dos táxons, do número de táxons e da densidade total da macrofauna bentônica e respectivos desvios padrão (dp) nos pontos da Lagoa do Forte (área do amostrador = 0,02 m²): resultados da análise de variância (Anova) de Kruskal-Wallis (H) e das comparações múltiplas entre pontos (P1, P2, P3 e P4) (N = 48)

Variável	P1 (gl = 11)	P2 (gl = 11)	P3 (gl = 11)	P4 (gl = 11)	H (p)	Comparações
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)		
<i>Anomalocardia brasiliana</i> (Gmelin, 1971)	11,83 (12,42)	16,92 (16,77)	4 (4,57)	6,42 (7,43)	7,29 (0,063)	ns
<i>Heleobia australis</i> (d'Orbigny, 1835)	29,33	3,75 (3,0)	2,33 (3,5)	15,67 (15,41)	7,68 (0,053)	ns
<i>Lumbrineris januarii</i> (Grube, 1878)	1,25 (1,71)	18,08 (22,3)	10,08 (17,63)	5,25 (7,89)	5,02 (0,169)	ns
<i>Tellina nitens</i> (Adams, 1845)	9,33 (11,71)	11,08 (12,68)	5 (8,18)	9,08 (9,69)	4,12 (0,249)	ns
Número de táxons	6,67 (2,42)	6,08 (1,68)	4,58 (2,19)	7,17 (1,99)	9,11 (0,028)*	P4 P1 P2 P3
<i>Tagelus plebeius</i> (Lightfoot, 1786)	1,25 (1,14)	0,08 (0,29)	0 (0)	1 (1,35)	17,09 (0,000)*	P1 P4 P2 P3
Densidade total	164,92 (95,13)	102,58 (43,04)	40,17 (30,81)	171,42 (82,43)	20,2 (0,000)*	P1 P4 P2 P3
<i>Tholozodium rhombofrontalis</i> (Giambiagi, 1922)	0,08 (0,29)	32,83 (39,88)	12,08 (15,33)	0,33 (1,15)	21,85 (0,000)*	(P3 = P2) > (P4 = P1)
<i>Uca thayeri</i> (Rathbun, 1900)	0,83 (1,4)	0 (0)	0,25 (0,62)	0,75 (1,48)	5,57 (0,134)	ns
<i>Excirrolana braziliensis</i> (Richardson, 1912)	0,25 (0,87)	0 (0)	0,92 (1,51)	0 (0)	12,49 (0,006)*	P3 > (P1 = P2 = P4)
<i>Capitella nonatoi</i> (Silva & Amaral, 2017)	28,42 (26,15)	0,08 (0,29)	0,08 (0,29)	25,42 (22,93)	32,66 (0,000)*	(P1 = P4) > (P2 = P3)
<i>Laeonereis acuta</i> (Treadwell, 1923)	76,17 (38,51)	17,75 (23,58)	5,17 (7,25)	103,92 (54,06)	31,08 (0,000)*	(P1 = P4) > (P2 = P3)

Continua...

Continuação da tabela 3

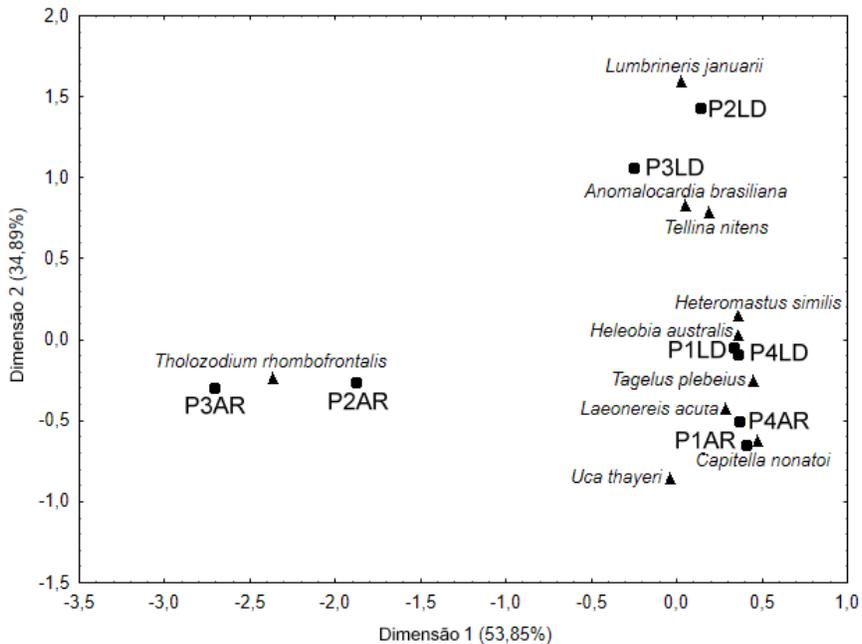
Variável	P1 (gl = 11)	P2 (gl = 11)	P3 (gl = 11)	P4 (gl = 11)	H (p)	Comparações
	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)	Média (dp)		
<i>Armandia</i> sp. (Filippi, 1861)	0 (0)	0,42 (1,16)	0 (0)	0 (0)	6,13 (0,106)	ns
<i>Branchiostoma</i> sp. (Costa, 1834)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,08 (0,29)	3 (0,392)	ns
<i>Callinectes danae</i> (Smith, 1869)	0 (0)	0,08 (0,29)	0 (0)	0 (0)	3 (0,392)	ns
<i>Corophium</i> sp. (Latreille, 1806)	0,58 (2,02)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3, (0,392)	ns
<i>Cyprideis</i> sp. (Jones, 1857)	2,08 (7,22)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3, (0,392)	ns
<i>Haploscoloplos</i> sp. (Monro, 1933)	0,00	0,25 (0,87)	0 (0)	0 (0)	3, (0,392)	ns
<i>Heteromastus similis</i> (Southern, 1921)	2,92 (7,44)	1 (1,48)	0,08 (0,29)	2 (2,59)	5,73 (0,125)	ns
<i>Kalliapseudes schubarti</i> (Mañe-Garzón, 1949)	0,17 (0,39)	0 (0)	0 (0)	0,5 (1,45)	4,27 (0,234)	ns
Ophiuroidea	0 (0)	0 (0)	0,08 (0,29)	0 (0)	3 (0,392)	ns
<i>Polydora websteri</i> (Hartman, 1943)	0,33 (1,15)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	3 (0,392)	ns
<i>Pomponema</i> sp. (Cobb, 1917)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,08 (0,29)	3 (0,392)	ns
<i>Scoloplos ohlini</i> (Ehlers, 1901)	0 (0)	0,17 (0,58)	0 (0)	0 (0)	3 (0,392)	ns
Spionidae (Grube, 1850)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,08 (0,29)	3 (0,392)	ns
<i>Turbonilla fasciata</i> (d'Orbigny, 1840)	0,08 (0,29)	0,08 (0,29)	0,08 (0,29)	0,08 (0,29)	0 (1)	ns
<i>Viscosia</i> sp. (de Man, 1890)	0 (0)	0 (0)	0 (0)	0,75 (2,3)	6,13 (0,106)	ns

* Diferenças significativas (p < 0,05); ns: diferenças não significativas; gl: graus de liberdade

Fonte: primária

O resultado da AC definiu três agrupamentos de pontos e substratos relacionados com as densidades dos táxons, e a dimensão 1 contribuiu com 53,85% da variância (Figura 3). O primeiro agrupamento de substrato arenoso em P2 e P3 foi formado por *T. rhombofrontalis*, e o segundo agrupamento de substrato lodoso em P2 e P3 foi composto de *L. januarii*, *A. brasiliana* e *T. nitens*. O terceiro e maior agrupamento de táxons de P1 e P2 foi formado por *Heteromastus similis*, *H. australis*, *T. plebeius*, *L. acuta*, *C. nonatoi* e *U. thayeri*.

Figura 3 – Resultado da análise de correspondência dos agrupamentos de pontos (P1, P2, P3 e P4) e substratos das densidades dos táxons da macrofauna bentônica da Lagoa do Forte



Legenda – AR: arenoso; LD: lodoso

Fonte: primária

DISCUSSÃO

Na ACP foram diferenciados pontos do interior e da desembocadura da lagoa, mas sem clara distinção entre tipos de substrato do ponto de vista sedimentológico, o que em parte contrapõe a ideia inicial, de que a coloração do sedimento na zona intermareal da lagoa poderia indicar características distintas. A redução de salinidade e a elevação das concentrações de sedimentos arenosos com matéria orgânica, entretanto, distinguiram os setores interno e externo da lagoa, sob condições hidrodinâmicas distintas. A porção interna recebe aporte de água doce oriunda do Morro do Forte, que se mistura com a água do mar, e no setor externo há maior influência da água do mar e incidência de ondas. Portanto, é natural concluir que a área estudada apresenta variações ambientais características de lagoas costeiras, conceituadas por Kjerfve (1994), Esteves (2011), Garrido et al. (2011), Castro e Huber (2012) e Basset et al. (2013).

Os agrupamentos de pontos e respectivos substratos relacionados com as variáveis ambientais da ACP em parte corresponderam às distribuições dos agrupamentos de táxons na AC. O agrupamento de pontos da desembocadura associados às variáveis ambientais não demonstrou correspondência com a macrofauna bentônica – dois agrupamentos de táxons distinguiram o substrato lodoso do arenoso. Por outro lado, no interior da lagoa houve a correspondência do agrupamento de táxons sem a distinção dos substratos.

Nesse contexto dos agrupamentos, *L. acuta* e *Capitella nonatoi* destacaram-se por dominarem numericamente a porção interior da lagoa, em que a salinidade diminuiu e as proporções de areia e matéria orgânica aumentaram. Os resultados reforçam as observações em campo, do recorrente acesso de pessoas à praia por meio da lagoa em sua porção interna e das atividades de coleta de berbigão (*A. brasiliiana*) e pescarias de siris (*Callinectes* spp.) com puçás e peixes com tarrafas,

indicando que o substrato da lagoa, principalmente na porção interna, foi perturbado. Em adição, observaram-se buracos no sedimento decorrentes da bioturbação das atividades dos siris e supostamente das espécies de peixes que adentram na lagoa para se alimentar. Esses eventos possivelmente contribuíram para a perturbação do sedimento, colaborando para a dominância de espécies oportunistas da macrofauna bentônica.

Ademais, como a lagoa está em formação, as comunidades bentônicas são relativamente recentes e, portanto, estão em estágio de sucessão. Com base nos resultados aqui encontrados e observações, algumas características da biologia e ecologia de tais espécies nessa porção da lagoa podem explicar as variações de dominância. Após a perturbação do sedimento, espécies r-estrategistas são repostas, por serem supostamente melhores competidoras. A sequência de reposição das populações é de fato competitiva, mas essa teoria não foi testada, então é mais adequado supor que se trata de um evento que apenas reflete o ciclo larval, com períodos de disponibilidade e mortalidade de larvas (Gray & Elliot 2009).

O poliqueta *L. acuta*, onívoro, é abundante em ambientes intermareais e praias arenosas e um elemento importante na cadeia trófica marinha, sendo predado por peixes, aves costeiras e outros invertebrados (Botto et al. 1998, Ieno et al. 2000, Palombo et al. 2004, Pamplin et al. 2007). Adicionalmente serve como indicador em estudos de ambientes degradados (Geracitano et al. 2002, 2004) e dominou no interior da lagoa, sugerindo que essa porção do ambiente foi perturbada.

O gênero *Capitella*, aqui representado por *C. nonatoi*, é capaz de produzir larvas ao longo do ano e reproduzir nas fases planctônica e bentônica. Dessa forma, qualquer espaço disponibilizado por algum evento de perturbação pode ser ocupado. Esse organismo utiliza os atributos de r-estrategista, completando seu ciclo de vida em três semanas, formando grande população em curto espaço de tempo. Pouco se sabe sobre o decréscimo da população de

Capitella, mas classicamente esse evento pode ser justificado pela autocompetição. O que se conhece é que a população em pouco tempo envelhece e morre, deixando espaço para outros animais colonizadores com ciclos de vida limitados, com larvas disponíveis por curtos períodos (Snelgrove & Butman 1994, Gray & Elliot 2009).

Na desembocadura da lagoa dominou *T. rhombofrontalis*, recorrente em praias de águas salobras e substratos que variam de síltico-arenosos a arenosos (César et al. 2000). Pinto & Borzone (2018) concluíram que se trata de uma espécie eurialina, que provavelmente possui dieta herbívora e que pode ocupar diferentes ecossistemas. Algumas características ambientais, assim como sedimentos compostos de areia fina, grãos bem selecionados, águas salobras e altas concentrações de clorofila *a*, são aspectos fundamentais para o estabelecimento de populações de tal espécie.

Considerando que essa lagoa é um sistema em formação, com a gradativa acreção de sedimento por processos deposicionais locais, que contribuem com a estabilização do esporão arenoso que originou a lagoa, o estudo das comunidades macrobentônicas intermareais foi relevante e trouxe um panorama geral desse ambiente pouco estudado.

Em adição, o que motivou o presente trabalho foi o fato de que está em fase de planejamento e discussão a implantação de uma série de empreendimentos em áreas das margens da Baía Babitonga, entre elas as praias do Forte e Capri, localizadas na desembocadura da baía. Vale destacar que este estudo foi inicial, e mais dados necessitam ser levantados para melhor compreensão dos processos de sucessão da macrofauna e para fundamentar decisões acerca da relevância da área em questão, pois esta comporta uma série de habitats, que vão desde a própria lagoa, em sua porção não vegetada, até marismas, poças de maré e manguezais. Constitui uma área de relevância ecológica, pois nela estão contidos habitats diversificados e espaço para abrigo, alimentação e reprodução de espécies

de invertebrados, peixes e aves residentes e temporários que adentram no estuário.

REFERÊNCIAS

Amaral ACZ & Nonato EF. 1996. Annelida Polychaeta: características, glossário e chaves para famílias e gêneros da costa brasileira. Campinas: Editora da Unicamp. 124 p.

Barros F, Carvalho GC, Costa Y & Hatje V. 2012. Subtidal benthic macroinfaunal assemblages in tropical estuaries: Generality amongst highly variable gradients. *Marine Environmental Research*, 81: 43-52.

Basset A & Abbiati M. 2004. Challenges to transitional water monitoring: ecological descriptors and scales. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: S1-S3.

Basset A, Elliot M, West RJ & Wilson JG. 2013. Estuarine and lagoon biodiversity and their natural goods and services. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 132: 1-4.

Botto F, Iribarne O, Martinez M, Dehley K & Carrete M. 1998. The effect of migratory shorebirds on the benthic species of three southwestern Atlantic Argentinean estuaries. *Estuaries*, 21(4B): 700-709.

Buckup L & Bond-Buckup G. 1999. Os crustáceos do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Editora da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 503 p.

Calabreta CJ & Oviatt CA. 2008. The response of benthic macrofauna to anthropogenic stress in Narragansett Bay, Rhode Island: A review of human stressors and assessment of community conditions. *Marine Pollution Bulletin*, 56: 1680-1695.

Callisto M, Moretti M & Goulart M. 2001. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, 6(1): 71-82.

Camargo MG. 2006. SysGran: um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. *Revista Brasileira de Geociências*, 36(2): 371-378.

Castro P & Huber ME. 2012. *Biologia Marinha*. 8. ed. Porto Alegre: McGraw Hill/Artmed. 450 p.

César I, Ocón C, Paggi AC, Rodrigues A, Spaccesi F, Tangorra M & Tassara M. 2000. Diversidad de invertebrados bentônicos del Río de la Plata. *Biología Acuática*, 19: 27-63.

Dean WE. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.

Egres AG. 2008. Variação espaço-temporal da macroinfauna bentônica na praia estuarina do Forte – Santa Catarina (Brasil). Dissertação (Mestrado), Departamento de Ciências Biológicas, Universidade da Região de Joinville.

Esteves FA. 2011. *Fundamentos de limnologia*. 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p.

Galehouse JS. 1971. Sedimentation analysis. *In: Carver RE (Ed.) Procedures in sedimentary petrology*. Nova York: Wiley Interscience. pp. 69-94.

Garrido J, Pérez-Bilbao A & Benetti CJ. 2011. Biodiversity and conservation of coastal lagoons. *In: Grillo O & Venora G (Ed.) Ecosystems Biodiversity*. Croácia: IntechOpen. 464 p.

Geracitano LA, Monserrat JM & Bianchini A. 2002. Physiological and antioxidant enzyme responses to acute and chronic exposure of *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae) to copper. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 277: 145-156.

Geracitano LA, Monserrat JM & Bianchini A. 2004. Oxidative stress in *Laeonereis acuta* (Polychaeta, Nereididae): environmental and seasonal effects. *Marine Environmental Research*, 58: 625-630.

Gray JS & Elliot M. 2009. The ecology of marine sediments: from science to management. 2. ed. Oxford: Oxford University Press. 225 p.

Herman PMJ, Middelburg J, Van de Koppel J & Heip CHR. 1999. Ecology of estuarine macrobenthos. *Advances in Ecological Research*, 29: 195-240.

Horn Filho NO. 1997. O Quaternário costeiro da Ilha de São Francisco do Sul e arredores, nordeste do estado de Santa Catarina: aspectos geológicos, evolutivos e ambientais. Tese (Doutorado), Instituto de Geociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Ieno EN, Martin PJ & Bastida R. 2000. Estimation of size classes in *Laeonereis acuta* (Polychaeta: Nereididae) based on jaw length and body width usable in trophic studies. *Bulletin of Marine Science*, 67(1): 39-43.

Kjerfve B. 1994. Coastal Lagoons. *In: Elsevier Oceanography Series*, 60. Amsterdã: Elsevier. pp. 1-8.

Legendre P. & Legendre L. 2012. Numerical ecology. 3. ed. Amsterdã: Elsevier. 1006 p.

Melo GAS. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo: Plêiade. 551 p.

Melo-Filho GAS & Melo GSD. 1996. Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro. São Paulo: Plêiade. 603 p.

Menge BA & Olson AM. 1990. Role of scale and environmental factors in regulating of community structure. Trends in Ecology and Evolution, 5: 52-57.

Miranda LP, Andutta FP, Kjerfve B, Castro Filho BM. 2017. Fundamentals of Estuarine Physical Oceanography. Nova York: Springer. 480 p.

Palombo G, Botto F, Navarro D, Escapa M & Iribarne O. 2004. The predator-prey interaction between migratory shorebirds and the polychaete *Laeonereis acuta* is modified by burrowing crabs. Marine Biology, 145(4): 211-228.

Pamplin PAZ, Almeida TCM & Silva-Filho JPS. 2007. New record of *Laeonereis acuta* (Treadwell, 1923) (Nereididae: Polychaeta) in Northeast coast of Brazil. Biota Neotropica, 7(3): 353-355.

Pereira D & De Luca SJ. 2003. Benthic macroinvertebrates and the quality of the hydric resources in Maratá Creek basin (Rio Grande do Sul, Brazil). Acta Limnologica Brasilienis, 15(2): 57-68.

Pinto LR & Borzone CA. 2018. A influência de um sangradouro na distribuição espaço-temporal do isópode *Tholozodium rhombofrontalis* (Isopoda, Sphaeromatidae). Ilheringia, Série Zoologia, 108: e2018043.

Rios EC. 1994. Seashells of Brazil. 2. ed. Rio Grande: Editora da FURG. 492 p.

Snelgrove PVR & Butman CA. 1994. Animal-sediment relationships revisited: cause versus effect. Oceanography and Marine Biology: an Annual Review, 32: 111-177.

Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Blucher / Edusp. 317 p.

Suguio K. 1992. Dicionário de geologia marinha com termos correspondentes em inglês, francês e espanhol. São Paulo: T. A. Queiroz. 171 p.

Underwood AJ. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge: Cambridge University Press. 504 p.

Vieira S. 2010. Bioestatística: tópicos avançados. 3. ed. Rio de Janeiro: Elsevier. 278 p.





CAPÍTULO 3

COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman
Andrea Lima dos Santos Schneider
Regina Maria Miranda Gern
Universidade da Região de Joinville (Univille)

Simone Raposo Cotta
Armando Cavalcante Franco Dias
Universidade de São Paulo (USP)

INTRODUÇÃO

Manguezais são ecossistemas que ocorrem exclusivamente nas zonas do entremarés da região tropical e subtropical do planeta, ocupando cerca de 152.000 km² da área costeira (Spalding et al. 2010). Os bosques de manguezal são compostos de espécies vegetais altamente adaptadas a condições adversas, como imersão e exposição periódica a marés altas, flutuações de salinidade e baixas concentrações de oxigênio (Cintrón-Molero & Schaeffer-Novelli 1984, Jimenez et al. 1985, Rovai et al. 2012). Sua estrutura complexa fornece proteção a impactos mecânicos advindos de tempestades, ciclones e outros fenômenos naturais (Alongi 2015). Os sedimentos lodosos dos manguezais estocam boa parte do carbono orgânico que chega aos ecossistemas por meio da ação das marés (Nellemann et al. 2009). Estima-se que os manguezais retêm cerca de 1.020 mg de carbono orgânico por hectare (Donato et al. 2011). Essa grande quantidade de matéria orgânica, aliada à forte retenção de partículas pelas

raízes e à complexidade estrutural dos bosques, faz com que o manguezal seja um dos ecossistemas mais produtivos do planeta (Inoue 2018).

A comunidade microbiana é um componente-chave para a manutenção do funcionamento dos manguezais (Alongi 2005, Cotta et al. 2019). Nesses ecossistemas, as bactérias ocupam uma ampla variedade de nichos e são essenciais em processos químicos, como fixação de nitrogênio, decomposição e disponibilização de nutrientes para níveis tróficos superiores (Jessup et al. 2004, Dias et al. 2012, Imchen et al. 2017, Larkin & Martiny 2017). Por essa relação forte com os sedimentos, bactérias respondem a mudanças no ambiente por meio de alterações na diversidade, fisiologia ou função da comunidade (Andreote et al. 2012, Cotta et al. 2019). A vasta diversidade de organismos em pequena escala é um dos maiores desafios da ecologia microbiana para determinar os fatores que moldam as comunidades do solo, sua resposta às mudanças ambientais e suas interações físico-químicas e biológicas (Alongi 2009, Baltar et al. 2015).

De maneira geral, a comunidade bacteriana é afetada diretamente por alterações no *input* de matéria orgânica (Colares & Melo 2013, Mahmoudi et al. 2017), pela ação de marés (Marcos et al. 2018) e pelo grau de antropização de seu entorno, respondendo a contaminações por derrame de óleo (Dos Santos et al. 2011, Tiralerdpanich et al. 2018), metais pesados (De La Rosa-Acosta et al. 2015, Cabral et al. 2018) e desmatamento (Holguin et al. 2001). Já em escala local, comparando-se microhabitats no próprio ecossistema de manguezal, sedimentos abrigam uma microbiota diversa e distinta entre si (Rocha et al. 2016). A microbiota mostra padrões diferenciados em cada manguezal estudado, podendo depender da localização geográfica do bosque (Nogueira et al. 2015), de suas características naturais (Dias et al. 2010, Ranjan Mishra et al. 2014), de sua intensidade e seu tipo de ação antrópica (Dias et al. 2011, Peixoto et al. 2011, Chakraborty et al. 2015) e até da presença de espécies invasoras (Sweetman et al. 2010). Por depender de características

específicas, a descrição da composição, distribuição e ecologia da microbiota é de extrema importância para a conservação de manguezais (Levin et al. 2001, Vannucci 2001).

A Baía Babitonga compõe o maior complexo estuarino do litoral de Santa Catarina, e seu entorno é rodeado por florestas de mangue e importantes remanescentes de mata atlântica e restinga (Knie 2002). Cerca de 75% dos bosques de manguezais do estado de Santa Catarina pertencem à região, que, em termos de cobertura vegetal, é o limite austral desse ecossistema no Oceano Atlântico. Historicamente, ao longo de um processo de ocupação desordenada, a região sofreu degradações de seus ecossistemas, especialmente os manguezais (Kilca et al. 2019). A ocupação ilegal, o assoreamento acelerado por supressão ilegal da vegetação, a pesca predatória, a caça clandestina, a ocupação ilegal das áreas públicas, a poluição hídrica por esgotos domésticos e industriais e o despejo de materiais sólidos são algumas das atividades que mais ameaçam o equilíbrio da região (Brasil 2007).

Apesar de sua importância ecológica, pouco se sabe sobre a biota da região da Baía Babitonga, especialmente quando se trata de pequenos invertebrados e da comunidade microbiana. Os poucos estudos publicados sobre organismos marinhos na região têm foco na megafauna residente (Rodrigues et al. 2005, Cremer & Simões-Lopes 2008, Hardt et al. 2010, Cremer et al. 2012, De La Torre et al. 2012), migratória (Gerhardinger et al. 2006, Cremer & Grose 2010, Cremer et al. 2011, Grose et al. 2013, 2014, Benevides et al. 2014) e em espécies invasoras (Gerhardinger et al. 2006, Costa et al. 2011, Vilar et al. 2011) ou de interesse comercial (Masunari & Swiech-Ayoub 2003, Wunderlich et al. 2008, Freitas & Velastin 2010, Carvalho et al. 2013). A ausência de conhecimento básico sobre a região dificulta o desenvolvimento de políticas adequadas de gestão de conservação. Essa situação não é exclusiva da Baía Babitonga, mas é representativa na maioria das áreas protegidas do Brasil, sobre as quais faltam estudos acerca da fauna e da flora tanto terrestres quanto aquáticas (Agostinho et al. 2005).

Portanto, este trabalho é uma contribuição inicial para a caracterização e distribuição da microbiota dos sedimentos de manguezais da Baía Babitonga e sua relação com a antropização do estuário. De maneira geral, pressupõe-se que serão encontradas comunidades diferentes nos pontos amostrados, evidenciando a ampla diversidade da comunidade bacteriana e suas respostas às condições ambientais em pequena escala.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo para este trabalho foi o manguezal da Baía Babitonga. As amostras de sedimento analisadas foram coletadas em dezembro de 2015. Os bosques de manguezal cobrem cerca de 60% da região e sofrem com inúmeros impactos antrópicos, como assoreamento, poluição de águas e sedimentos com contaminantes agrícolas e principalmente derivados de petróleo (Kilca et al. 2019). Por conta disso, os pontos de coleta selecionados estão localizados na mesma margem da baía, a fim de minimizar os efeitos de possíveis diferenças de salinidade ou concentração de compostos orgânicos pela ação das marés e pelo aporte dos rios, sendo a influência ambiental a mais semelhante possível (Figura 1, Quadro 1).

Os locais foram selecionados por meio de visita para reconhecimento da área. Um deles está situado na Praia do Lixo (L), que sofre com a influência da construção de moradias e despejo constante de esgoto doméstico. Outro fica próximo ao porto de São Francisco do Sul (P), uma área com intenso fluxo de embarcações e que passa por dragagens a cada 22 meses (PETCON 2003). O último local selecionado está na região do Saco do Iperoba (I), onde não ocorreu supressão recente de vegetação e não há moradias em seu entorno, sendo o local com o menor impacto possível conforme os requisitos estabelecidos.

Quadro 1 – Descrição dos pontos de amostragem, vegetação e fontes de poluição observadas *in situ*

Estações de coleta	Coordenadas	Descrição	Vegetação
Iperoba (I)	-26,2149°; -48,5940°	Área com vegetação preservada, próximo à desembocadura da Baía Babitonga e influenciada pelo Rio Monte de Trigo	Zona de franja bem definida com <i>Rhizophora mangle</i> , presença de <i>Avicennia schaueriana</i> e <i>Laguncularia racemosa</i>
Porto (P)	-26,2404°; -48,6375°	Área localizada perto do porto, junto ao centro histórico de São Francisco do Sul. Fica na desembocadura do Rio Pedreira	Dominada por <i>Avicennia schaueriana</i> , com alguns poucos exemplares de <i>Rhizophora mangle</i>
Praia do Lixo (L)	-26,2617°; -48,6475°	Área localizada na região da Praia do Lixo, sob influência do Rio Morro da Palha. Sob constante despejo de esgoto doméstico, casas construídas na área do manguezal, bem como trapiches	Dominada por <i>Avicennia schaueriana</i> , com poucos exemplares de <i>Rhizophora mangle</i> . Destaca-se a presença de densos tapetes de macroalgas verdes e vermelhas na área de amostragem

Fonte: primária

Para cada local, selecionaram-se três pontos na zona de franja do bosque. De cada ponto, foram retiradas três amostras da camada superficial do sedimento (0-10 cm), para análise da comunidade bacteriana e das características físicas e químicas do sedimento. Assim, cada amostra era constituída de uma quantidade de sedimento, obtida por amostrador de 10 cm de altura por 7 cm de diâmetro, introduzido no sedimento dos manguezais e retirado contendo o material a ser analisado. Para diminuir a ação da variabilidade do ambiente, cada amostra foi composta de três subamostras, homogeneizadas *in situ* e armazenadas em tubos Falcon devidamente etiquetados. As amostras foram imediatamente transportadas para congelamento e posterior análise em laboratório.

Em laboratório, extraiu-se o ácido desoxirribonucleico (DNA) de cada amostra com a metodologia descrita para o *kit* DNeasy PowerSoil (Qiagen, Hilden, Alemanha). A região V3/V4 do 16sRNA foi amplificada utilizando-se os *primers* 341F-806R e 515F-806R, com adaptadores Illumina. A amplificação foi realizada em triplicatas por Platinum Taq (Invitrogen, Carlsbad, CA, Estados Unidos) com as seguintes condições: 95°C por 5 min, 25 ciclos de 95°C por 45 s, 55°C por 30 s, 72°C por 45 s e extensão final de 72°C por 2 min para reação em cadeia da polimerase (PCR) 1. Em PCR 2, as condições foram 95°C por 5 min, 10 ciclos de 95°C por 45 s, 66°C por 30 s, 72°C por 45 s e uma extensão final de 72°C por 2 min. A segunda reação de PCR foi purificada usando esferas AMPure XP (Beckman Coulter, Brea, CA, Estados Unidos).

A reparação e o sequenciamento das amostras foram feitos na empresa Neopropecta (Christoff et al. 2017). As estimativas de amplificação foram realizadas com ensaios de PicoGreen dsDNA (Invitrogen, Carlsbad, CA, Estados Unidos), e então se diluíram as bibliotecas para uma quantificação mais precisa (qPCR) usando o *kit* KAPA Library Quantification para plataformas Illumina (KAPA Biosystems, Woburn, MA, Estados Unidos). As bibliotecas foram sequenciadas na empresa Neopropecta, em um sistema MiSeq, usando os *primers* padrão Illumina fornecidos no *kit*.

As análises de bioinformática deram-se conforme a rotina do programa QIIME (Caporaso et al. 2010) e a base de dados Greengenes para reconhecimento dos fragmentos obtidos

(Pylro et al. 2016). Fez-se a rarefação dos fragmentos obtidos, e a unidade taxonômica (OTU) *classe* foi o menor nível taxonômico analisado, para garantir a confiabilidade dos resultados das análises estatísticas apresentadas neste trabalho.

A fim de avaliar as respostas de cada classe, selecionaram-se aquelas que ocorreram em pelo menos 1% das amostras. As principais tendências de distribuição e a composição da comunidade bacteriana foram descritas pelos valores de alfa e beta diversidade, além de curvas de rarefação. A primeira corresponde ao número de classes na amostra, calculada por intermédio do índice de Shannon e de Chao, e foi ilustrada em gráficos de *box-plot*. A segunda reflete a heterogeneidade da estrutura da comunidade amostrada, sendo ilustrada neste trabalho mediante uma análise de agrupamento.

Para verificar a existência de padrões nos valores quantitativos de PCR, foram efetuadas análises de variância (Anova) comparando-se os pontos de coleta. A Anova foi desenvolvida no programa Past (Hammer et al. 1999), e obteve-se o restante dos resultados pelo programa MicrobiomeAnalyst (Dhariwal et al. 2017).

Para a análise de sedimento, parte deste foi desidratada em estufa a 60°C e, depois de seco, foi analisada a porcentagem de matéria orgânica e de carbonato de cálcio seguindo o método de Dean (1974). O restante do sedimento seco em estufa foi queimado em solução de peróxido de hidrogênio para as análises de pipetagem (Galehouse 1971) e peneiramento (escala ϕ) (Suguiou 1973), a fim de definir as proporções dos diâmetros dos grãos. Os parâmetros granulométricos foram determinados com a matriz das proporções dos tamanhos dos grãos. Analisou-se tal matriz no programa SysGran pelo método de Folk & Ward (1957), e com isso foram estabelecidas a média, a seleção, a assimetria e a curtose de cada amostra (Camargo 2016). Os resultados dessas análises foram plotados em gráficos no programa Microsoft Excel.

RESULTADOS

As análises físico-químicas dos sedimentos revelaram características uniformes para a maioria das variáveis avaliadas. Os pontos na estação de coleta da Praia do Lixo registraram

valores de diâmetro de grãos classificados como areia média. As outras estações variaram entre areia fina e areia média. Em geral, as amostras apresentaram grãos pobremente selecionados. A assimetria dos grãos ao longo dos pontos variou entre negativa, aproximadamente simétrica, positiva e muito positiva, não havendo nenhum padrão nas estações de coleta (Tabela 2).

Os valores de oxigênio dissolvido no sedimento foram maiores para as áreas do porto e da Praia do Lixo. Esse padrão também foi observado para a temperatura do sedimento, com valores variando em uma faixa de 17,7 a 19,7°C (Tabela 2).

Os valores de porcentagem de matéria orgânica seguiram tendência contrária à dos valores de oxigênio dissolvido no sedimento, sendo mais altos para a área do Iperoba e menores para as áreas da Praia do Lixo e do porto. A mesma tendência foi verificada para os valores de porcentagem de carbonato de cálcio (Tabela 2).

Tabela 2 – Valores resultantes das análises físico-químicas nos sedimentos das estações de coleta no manguezal da Baía Babitonga

Análise	Iperoba			Lixo			Porto		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Tamanho médio dos grãos (phi)	2,265	1,767	2,017	1,405	1,338	1,461	2,099	1,543	2,017
Seleção dos grãos	1,47	1,812	1,451	1,835	0,751	1,883	1,453	1,201	1,459
Assimetria dos grãos	-0,045	0,049	-0,195	0,861	0,173	0,850	-0,092	0,178	0,097
Curtose dos grãos	1,622	0,827	0,876	1,288	1,330	1,114	0,513	0,737	0,793
Carbonato de cálcio (%)	84,5	91,8	90,2	78,9	94,0	82,1	83,1	71,0	85,3
Matéria orgânica (%)	86,4	95,6	91,0	68,2	96,6	71,7	86,3	76,3	88,2
Condutividade (uS/cm)	40.650	-	38.400	43.780	-	-	42.260	36.720	-
Temperatura (°C)	19,7	-	17,7	19,1	18,8	-	19,5	18,4	-
O ₂ Dissolvido (mg/L)	9,3	-	8,4	14,6	14,9	-	13,9	11,7	-
Salinidade	26	-	25,26	28,27	-	-	27,25	23,3	-

Continua...

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

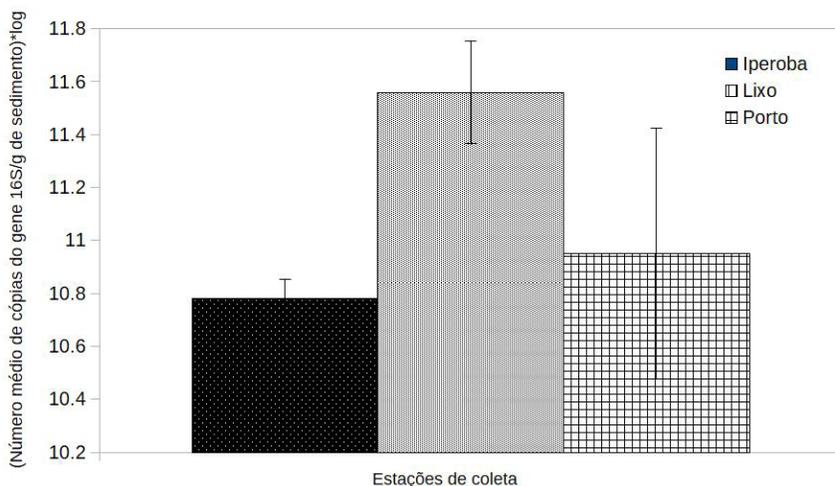
Continuação da tabela 2

Análise	Iperoba			Lixo			Porto		
	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
pH	7,2	-	6,8	7,8	7,8	-	7,2	7,2	-
Alcalinidade	80	-	120	120	80	-	80	80	-
Cloro (ppm)	0	-	0	0	0	-	0	0	-
Dureza (ppm)	450	-	450	450	450	-	450	450	-

Fonte: primária

A aplicação da metodologia de PCR quantitativo (qPCR) permitiu quantificar as comunidades-alvo nas amostras de sedimentos dos distintos manguezais analisados. Tal sistema foi utilizado para quantificar o número de cópias da região 16S usando esse valor como referência para atribuir abundância às comunidades bacterianas. O tamanho das regiões amplificadas foi de 193 pb, e as regiões foram amplificadas com eficiência média de 92,6% e valor de R^2 igual a 0,99. Observou-se maior tendência na abundância de bactérias totais da Praia do Lixo ($p = 0,041$) (Figura. 2).

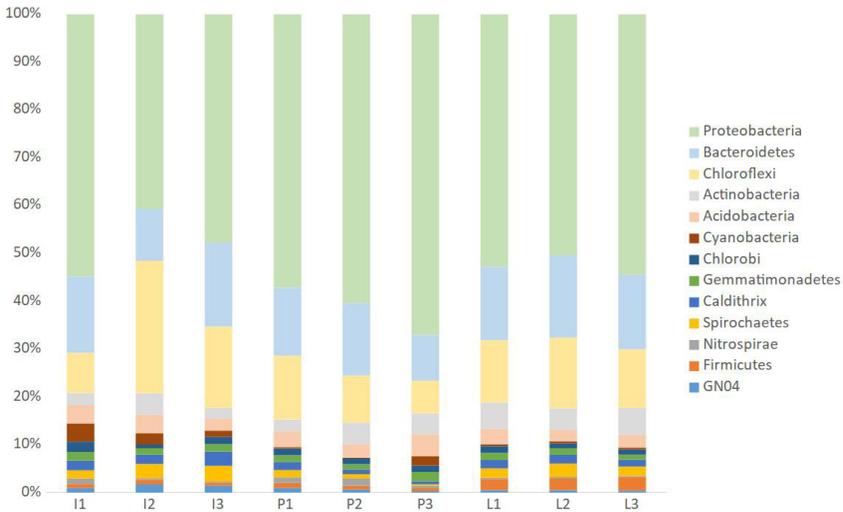
Figura 2 – Representação gráfica das médias em *log* e desvios padrão de cópias do gene 16S por grama de sedimento nas estações de coleta do manguezal da Baía Babitonga



Fonte: primária

A Figura 3 representa a abundância relativa dos filos encontrados nas amostras do ano de 2015. Proteobacteria foi o filo mais abundante em todos os pontos, sendo os maiores valores registrados para a área do porto (P1 = 53,6%; P2 = 57,8%; P3 = 65,5%). Bacteroidetes (15,9%) e Chloroflexi (24,5%) foram o segundo e o terceiro filos mais abundantes. O grupo de Cyanobacteria praticamente ocorreu somente na área de Iperoba, mais conservada (I1 = 3,6%; I2 = 2,1%; I3 = 1,2%). Spirochaetes foi mais abundante para Iperoba e para a Praia do Lixo. Esta última também registrou valores de abundância relativa de Firmicutes mais altos que os outros pontos (L1 = 2,15%; L2 = 2,2%; L3 = 2,7%).

Figura 3 – Histograma com os valores de abundâncias relativas dos filos mais representativos nas amostras das estações de coleta do Manguezal da Baía Babitonga



I: estação de coleta do Iperoba; P: estação de coleta do porto; L: estação de coleta da Praia do Lixo

Fonte: primária

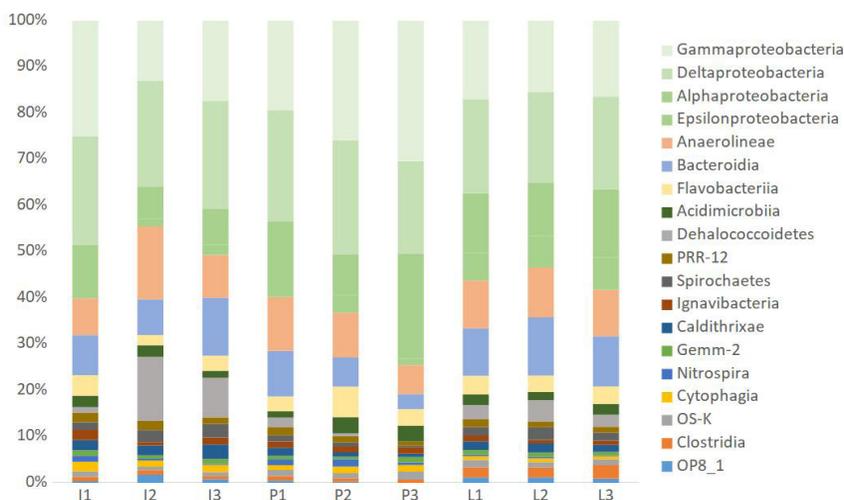
Para os valores de abundância relativa para classe, Gammaproteobacteria (I1 = 21,3%, I2 = 10,5%; I3 = 14,8%; P1 = 17,3%; P2 = 23,5%; P3 = 26,1%; L1 = 14,8%; L2 = 13,5%; L3 = 14,25%), Deltaproteobacteria (I1 = 20,1%; I2 = 18,4%; I3 = 19,9%; P1

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

= 21,4%; P2 = 22,4%; P3 = 17,2%; L1 = 17,6%; L2 = 17%; L3 = 17,4%) e Alphaproteobacteria (I1 = 8,5%; I2 = 5,7%; I3 = 6,7%; P1 = 6,5%; P2 = 8%; P3 = 19,5%; L1 = 11,2%; L2 = 10%; L3 = 12,8%) foram os grupos mais encontrados em todos os pontos (Figura 4). Spirochaetes foi uma classe mais abundante para Iperoba (I1 = 1,4%; I2 = 2,1%; I3 = 2,5%) e para a Praia do Lixo (L1 = 1,6%; L2 = 2,4%; L3 = 1,5%). Na Praia do Lixo registraram-se valores de abundância relativa mais altos também para Clostridia (L1 = 1,9%; L2 = 1,9%; L3 = 2,5%). A área do porto apresentou constância nas proporções de abundâncias relativas para praticamente todas as classes em comparação às outras áreas de coleta (Figura 4).

Figura 4 – Histograma com os valores de abundâncias relativas das classes mais representativas nas amostras das estações de coleta do manguezal da Baía Babitonga



I: estação de coleta do Iperoba; P: estação de coleta do porto; L: estação de coleta da Praia do Lixo

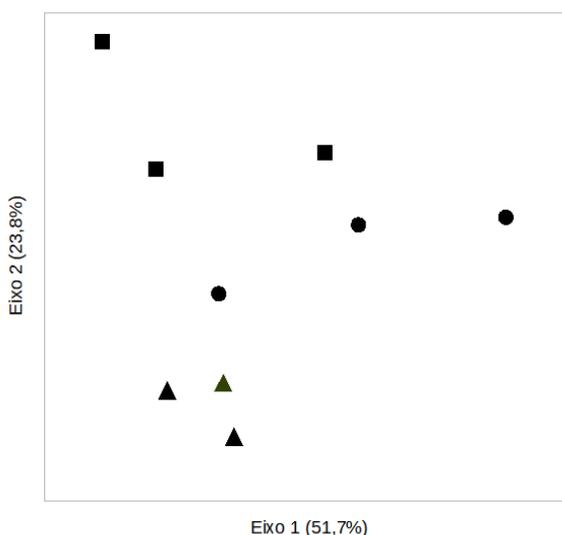
Fonte: primária

Para quantificar a diversidade interamostras (diversidade beta), uma análise de coordenadas principais (PcoA) foi realizada utilizando-se a distância de Bray-Curtis, uma medida amplamente usada para mensurar a dissimilaridade composicional entre dois

locais diferentes em estudos de ecologia microbiana. A separação dos grupos perfis bacterianos foi evidente ao longo do primeiro componente principal (PC1), que explicou 51,7% da variabilidade total entre estações, e o segundo componente principal (PC2), que explicou 23,8% da variabilidade total (PERMANOVA $F = 3,722$; $r^2 = 0,553$; $p < 0,001$).

As amostras da Praia do Lixo estiveram mais agregadas entre si do que as do porto e de Iperoba (Figura 5).

Figura 5 – Representação gráfica de análise de beta diversidade para as classes encontradas no manguezal da Baía Babitonga



■: Iperoba; ●: Porto; ▲: Praia do Lixo

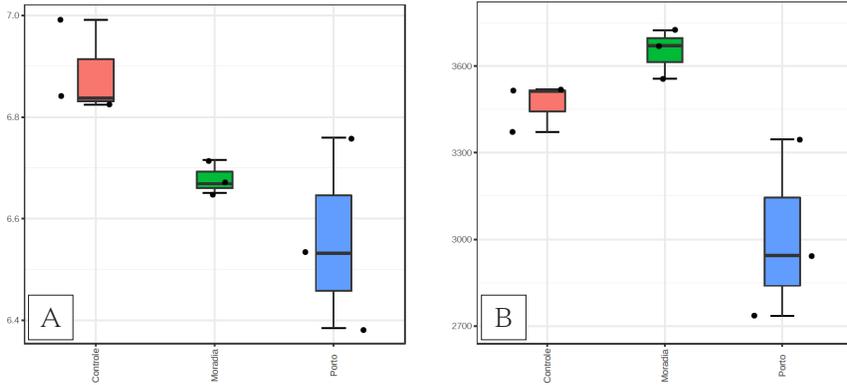
Fonte: primária

Esse padrão pôde ser reconhecido também nos índices de diversidade ecológica de Shannon ($p = 0,004$) e Chao ($p = 0,01$), calculados para as classes encontradas. Os menores valores de diversidade foram registrados para a área do porto em ambos os casos (Figuras 6A e 6B). As curvas de rarefação não atingiram um máximo e continuaram a crescer com o aumento do número de amostras (Figura 7), indicando que a diversidade dos pontos de coleta não foi completamente amostrada.

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

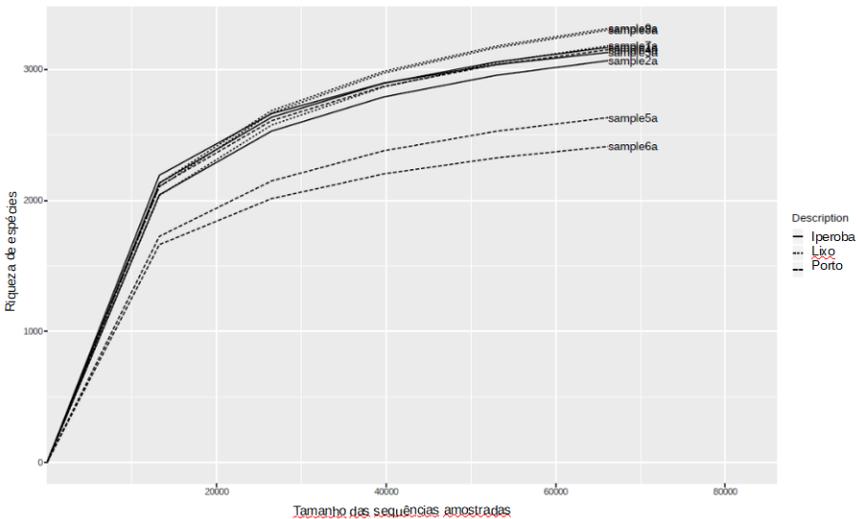
Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

Figura 6 – Representação gráfica dos valores dos índices de alfa diversidade de (A) Chao e (B) Shannon para as classes encontradas nas estações de coleta do manguezal da Baía Babitonga



Fonte: primária

Figura 7 – Curvas de rarefação calculadas para as amostras de cada estação de coleta do manguezal da Baía Babitonga



Fonte: primária

DISCUSSÃO

Assim como a maior parte das áreas estuarinas no mundo, a Baía Babitonga vem sofrendo alterações em sua paisagem, regime hidrográfico, qualidade de água e sedimento resultantes da ocupação humana na costa. O impacto de atividades como a construção de estradas e empreendimentos imobiliários, atividade portuária, tráfego de embarcações, atividade industrial, pesca intensiva, aquicultura e práticas agrícolas é registrado para a região (Kilca et al. 2019). Boa parte desses estudos destaca a influência da atividade antrópica sobre a megafauna marinha residente na região (Tureck et al. 2006, Hardt et al. 2010, Cremer et al. 2013) ou ainda sobre a saúde humana (Bertoli & Zanotelli 2009).

Apesar de desempenhar papel primordial para a manutenção dos ecossistemas, pouco se sabe a respeito das comunidades microbianas da região, especialmente das bactérias associadas aos sedimentos de manguezal. Nesses ecossistemas, as comunidades microbianas garantem a manutenção e a produtividade dos bosques de mangue e de níveis tróficos superiores por meio de suas atividades nos ciclos biogeoquímicos. Dessa forma, descrever a diversidade da comunidade bacteriana dos sedimentos do manguezal da Baía Babitonga torna-se essencial para avaliar o estado de preservação dos bosques, bem como para definir estratégias de manutenção ou recuperação desse ecossistema. O presente estudo caracterizou a microbiota dos sedimentos de três estações de coleta do manguezal da Baía Babitonga expostas a diferentes perturbações decorrentes da ocupação humana no estuário.

O sequenciamento das amostras revelou a dominância do filo Proteobacteria em todas as amostras, seguido de Bacteroidetes, Chloroflexi e Actinobacteria. Os resultados apresentam um perfil taxonômico similar ao de outros estudos realizados na costa do Brasil (Dias et al. 2010, Peixoto et al. 2011, Andreote et al. 2012, Cabral et al. 2016) e em manguezais de países asiáticos (Kirchman et al. 2014, Imchen et al. 2017, Imchen et al. 2018, Luo et al. 2018, Rampadarath et al. 2018).

As bactérias vêm cada vez mais sendo usadas como indicadores de saúde ambiental, por apresentarem ampla plasticidade funcional e metabólica (Cotta et al. 2019).

Nesse sentido, os maiores valores de abundância relativa de Proteobacteria já eram esperados, levando-se em consideração que esse filo apresenta grupos bastante diversos em relação à atividade metabólica (Santos et al. 2011, Chakraborty et al. 2015). A ocorrência do filo é bastante vasta, e há registros desse grupo para zonas costeiras (Paissé et al. 2008), plataforma continental (Hunter et al. 2006) e até sedimentos da região antártica (Reed et al. 2009). Ainda com relação a esse filo, a classe Gammaproteobacteria predomina em ambientes marinhos (Bibi et al. 2017) e parece ter preferência a altas concentrações de nutrientes (Pinhassi & Berman 2003). Kirchman et al. (2014) registraram a classe como a mais abundante para um manguezal antropizado na Índia e associaram a dominância com a capacidade de esse grupo modular o excesso de nitrogênio na área de coleta. A classe Deltaproteobacteria parece dominar nos sedimentos anóxicos e após eventos de derrame de óleo em manguezais, o que pode ser um indicativo de perturbação nesses ecossistemas (Dias et al. 2010, Dos Santos et al. 2011, Andreote et al. 2012, Cotta et al. 2019).

Bacteroidetes e Chloroflexi foram os outros dois filos dominantes em todas as estações de amostragem. Ambos ocorrem nos sedimentos de diversos ambientes marinhos, de água doce, amostras oceânicas e abissais. Bacteroidetes podem ser organismos indicadores de contaminação por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs), por ocorrerem em matéria orgânica contaminada por esses compostos e a degradarem, mesmo sendo extremamente tóxicos. Também são um filo onipresente em amostras de sedimentos marinhos, com ampla plasticidade funcional, destacando-se a degradação de celulose (Soares et al. 2012), hidrocarbonetos, redução de nitrato e produção de antibióticos. Chloroflexi é um filo tipicamente associado a ambientes de condições extremas (Dolan et al. 2005) e com frequência encontrado nas porções mais internas dos sedimentos de manguezal (Wu et al. 2016), onde realiza parte da decomposição da matéria orgânica por meio de processos anaeróbicos (Biderre-Petit et al. 2016).

Apesar da dominância dos mesmos grupos principais, as análises de alfa e beta diversidade revelam uma composição da comunidade bacteriana estatisticamente diferente entre as estações de coleta. Tal diferença possivelmente se deu pela

composição da *biosfera rara* (Sogin et al. 2006), considerada como o grupo de táxons menos abundante encontrado em determinada amostra ambiental em dado momento (Lynch & Neufeld 2015). Esses organismos podem ser indicativos das condições do ambiente e dominar caso haja alterações nas condições ambientais ideais para seu desenvolvimento.

De maneira geral, os grupos com valores menores de abundância relativa dominaram exclusivamente ou com maior variância em somente uma estação. Dehalococoides, por exemplo, ocorreu com valores mais altos na estação do Iperoba, enquanto Clostridia dominou na Praia do Lixo. Novamente, essas bactérias têm grande importância no ciclo do nitrogênio, convertendo nitrogênio orgânico em amônia. Ainda, as curvas de rarefação não atingiram uma assíntota, o que sugere que a comunidade microbiana dos manguezais da Baía Babitonga é mais diversa e complexa, ressaltando a necessidade de mais estudos na região. É importante salientar que os valores dos índices de Shannon e Chao sugerem que os sedimentos da estação do porto apresentam a menor riqueza e uniformidade bacteriana em relação a Iperoba e à Praia do Lixo. Isso pode ser um indicativo de alguma interferência no ambiente ou características inerentes ao sedimento de cada estação de coleta. Para aprofundar a questão, seria necessária uma avaliação de xenobióticos nas estações (HPAS, metais pesados) e do potencial bioquímico da comunidade bacteriana, permitindo a inferência sobre a dinâmica das bactérias em atividades vitais para a manutenção dos ecossistemas de manguezal, como, por exemplo, os ciclos biogeoquímicos (Doran & Zeiss, 2000).

Apesar de ser uma pequena amostragem, as diferenças detectadas na comunidade microbiana do manguezal da Baía Babitonga já apontam que, mesmo em escala local, fatores abióticos naturais ou de origem humana influenciam os grupos bacterianos na mesma área de manguezal. A determinação da composição microbiana dentro de um manguezal é fundamental, pois os microrganismos podem ser usados como indicadores de mudanças ambientais (Aboim et al. 2008, Peixoto et al. 2011, Marcos et al. 2018). Trabalhos de identificação molecular fundamentados em análises estatísticas poderiam fornecer esse tipo de informação e ampliar o conhecimento acerca do universo microbiano, já que os organismos não cultivados ainda constituem a maior parte dessa área de pesquisa (Lozupone & Knight 2007).

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

Os resultados encontrados no presente trabalho representam um pequeno passo nessa direção, gerando dados iniciais para a caracterização da microbiota do manguezal da Baía Babitonga e destacando a importância da realização de mais pesquisas para servir de subsídio a políticas de conservação ou recuperação do maior estuário de Santa Catarina.

REFERÊNCIAS

Aboim MCR, Coutinho HLC, Peixoto RS, Barbosa JC, Rosado AS. 2008. Soil bacterial community structure and soil quality in a slash-and-burn cultivation system in Southeastern Brazil. *Applied Soil Ecology*, 38: 100-108.

Agostinho A, Thomaz S, Gomes L. 2005. Conservation of the Biodiversity of Brazil Inland Waters. *Conservation Biology*, 19: 646-652.

Alongi DM. 2005. Mangrove-microbe-soil relations. In: Kristensen E, Haese RR & Kostka JE (Eds.) *Coastal and Estuarine Studies*. Nova York: John Wiley & Sons. pp. 85-103.

Alongi D. 2009. Paradigm shifts in mangrove biology. *Coastal Wetlands: An Integrated Ecosystem Approach*, 615-640.

Alongi DM. 2015. The Impact of Climate Change on Mangrove Forests. *Current Climate Change Response*, 1: 30-39.

Andreote FD, Jiménez DJ, Chaves D, Dias ACF, Luvizotto DM, Dini-Andreote F, Fasanella CC, Lopez MV, Baena S, Taketani RG, de Melo IS. 2012. The microbiome of Brazilian mangrove sediments as revealed by metagenomics. *PLoS One*, 7(6): e38600.

Baltar F, Palovaara J, Vila-Costa M, Salazar G, Calvo E, Pelejero C, Marrasé C, Gasol JM, Pinhassil J. 2015. Response of rare, common and abundant bacterioplankton to anthropogenic perturbations in a Mediterranean coastal site. *FEMS Microbiology Ecology*, 91: 1-37.

Benevides EA, Vallinoto MNS, Fetter Filho FH, de Souza JRB, Silva-Oliveira G, Freitas MO, Ferreira BP, Hostim-Silva M, Bertoncini AA, Blanchard F, Torres R. 2014. When physical oceanography meets population genetics: The case study of the genetic/evolutionary discontinuity in the endangered goliath grouper (*Epinephelus itajara*; Perciformes: Epinephelidae) with comments on the conservation of the species. *Biochemical Systematics and Ecology*, 56: 255-266.

Bertoli GB, Zanotelli CT. 2009. Relação da ocupação do manguezal com aspectos de saúde da população do bairro Vila Cubatão, Joinville, SC. *Holos Environment*, 9: 236-253.

Bibi F, Ullah I, Alvi S, Bakhsh S, Yasir M, Al-Ghamdi A, Azhar E. 2017. Diversity and bioprospecting potential of rhizo and endophytic bacteria from two mangrove plants in Saudi Arabia. *Genetics and Molecular Research*, 16: 1-12.

Biderre-Petit C, Dugat-Bony E, Mege M, Parisot N, Adrian L, Moné A, Denonfoux J, Peyretailade E, Debros D, Boucher D, Peyret P. 2016. Distribution of Dehalococcoidia in the anaerobic deep water of a remote meromictic crater lake and detection of Dehalococcoidia-derived reductive dehalogenase homologous genes. *PLoS One*, 11: 1-19.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. 2007. Instituto Chico Mendes e Ibama realizam consulta pública sobre reserva de fauna. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/informma/item/4377-instituto-chico-mendes-e-ibama-realizam-consulta-publica-sobre-reserva-de-fauna>. Acesso em: julho/2015.

Cabral L, Lacerda Júnior GV, Pereira de Sousa ST, Dias ACF, Lira Cadete L, Andreote FD, Hess M, de Oliveira VM. 2016. Anthropogenic impact on mangrove sediments triggers differential responses in the heavy metals and antibiotic resistomes of microbial communities. *Environmental Pollution*, 216: 460-469.

Cabral L, Pereira de Sousa ST, Lacerda Júnior GV, Hawley E, Andreote FD, Hess M, de Oliveira VM. 2018. Microbial functional responses to long-term anthropogenic impact in mangrove soils. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 160: 231-239.

Camargo MG de. 2016. Sysgran: Um sistema de código aberto para análises granulométricas do sedimento. Revista Brasileira de Geociências, 36: 371-378.

Caporaso JG, Kuczynski J, Stombaugh J, Bittinger K, Bushman FD, Costello EK, Fierer N, Peña AG, Goodrich JK, Gordon JI, Huttley GA, Kelley ST, Knights D, Koenig JE, Ley RE, Lozupone CA, McDonald D, Muegge BD, Pirrung M, Reeder J, Sevinsky JR, Turnbaugh PJ, Walters WA, Widmann J, Yatsunencko T, Zaneveld J, Knight R. 2010. QIIME allows analysis of high-throughput community sequencing data. Nature Methods, 7: 335-336.

Carvalho FL de, Pileggi LG, Mantelatto FL. 2013. Molecular data raise the possibility of cryptic species in the Brazilian endemic prawn *Macrobrachium potiuna* (Decapoda, Palaemonidae). Latin American Journal of Aquatic Research, 41: 707-717.

Chakraborty A, Bera A, Mukherjee A, Basak P, Khan I, Mondal A, Roy A, Bhattacharyya A, SenGupta S, Roy D, Nag S, Ghosh A, Chattopadhyay D, Bhattacharyya M. 2015. Changing bacterial profile of Sundarbans, the world heritage mangrove: Impact of anthropogenic interventions. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 31: 593-610.

Christoff AP, Sereia AFR, Boberg DR, Moraes RLV, Oliveira LFV. 2017. Bacterial identification through accurate library preparation and high-throughput sequencing. White Paper: Bacterial NGS Sequencing. Disponível em: <http://marketing.neoprospecta.com/438d08988c3aa55de70e>. Acesso em: abril/2019.

Cintrón-Molero G & Schaeffer-Novelli Y. 1984. Methods for studying mangrove structure. In: Snedaker SC & Snedaker JG (Eds.) The mangrove ecosystem: research methods. Paris: Unesco. pp. 91-113.

Colares GB, Melo VMM. 2013. Relating microbial community structure and environmental variables in mangrove sediments inside *Rhizophora mangle* L. habitats. Applied Soil Ecology, 64: 171-177.

Costa MDDP, Souza-Conceição JM, Schwingel PR, Spach HL. 2011. Assessment of larval distribution of invasive *Omobranchus punctatus* (Valenciennes, 1836) (Pisces: Blenniidae) in a subtropical estuary (Southern Brazil). *Aquatic Invasions*, 6: 33-38.

Cotta SR, Cadete LL, van Elsas JD, Andreote FD, Dias ACF. 2019. Exploring bacterial functionality in mangrove sediments and its capability to overcome anthropogenic activity. *Marine Pollution Bulletin*, 141: 586-594.

Cremer M, Sartori C, Holz A, Schulze B, Santos N, Alves ADM, Paitach R. 2013. Franciscana strandings on the north coast of Santa Catarina State and insights into birth period. *Biotemas*, 26: 133-139.

Cremer MJ, Cercal EJ, Age EC, Grose AV. 2011. A avifauna de planícies de maré sob influência antrópica na Baía da Babitonga, norte de Santa Catarina, Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 19: 498-504.

Cremer MJ, Grose AV. 2010. Ocorrência de aves marinhas no estuário da Baía da Babitonga, costa norte de Santa Catarina, sul do Brasil. *Revista Brasileira de Ornitologia*, 18: 176-182.

Cremer MJ, Pinheiro PC, Simões-Lopes PC. 2012. Prey consumed by Guiana dolphin *Sotalia guianensis* (Cetacea, Delphinidae) and franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in an estuarine environment in southern Brazil. *Iheringia, Série Zoologia*, 102: 131-137.

Cremer MJ, Simões-Lopes PC. 2008. Distribution, abundance and density estimates of franciscanas, *Pontoporia blainvillei* (Cetacea: Pontoporiidae), in Babitonga bay, southern Brazil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 25: 397-402.

De La Rosa-Acosta M, Jiménez-Collazo J, Maldonado-Román M, Malavé-Llamas K, Carlos Musa-Wasil J. 2015. Bacteria as Potential Indicators of Heavy Metal Contamination in a Tropical Mangrove and the Implications on Environmental and Human Health. *Journal of Tropical Life Science*, 5: 110-116.

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

De La Torre A, Alonso MB, Martínez M, Sanz P, Shen L, Reiner EJ, Lailson-Brito J, Torres JPM, Bertozzi C, Marigo J, Barbosa L, Cremer M, Secchi E, Malm O, Eljarrat E, Barceló D. 2012. Dechlorane-related compounds in franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) from southeastern and southern coast of Brazil. *Environmental Science and Technology*, 46: 12364-12372.

Dean WE. 1974. Determination of carbonate and organic matter in calcareous sediments and sedimentary rocks by loss on ignition: comparison with other methods. *Journal of Sedimentary Petrology*, 44: 242-248.

Dhariwal A, Chong J, Habib S, King IL, Agellon LB, Xia J. 2017. MicrobiomeAnalyst: A web-based tool for comprehensive statistical, visual and meta-analysis of microbiome data. *Nucleic Acids Research*, 45: W180-W188.

Dias ACF, Andreote FD, Rigonato J, Fiore MF, Melo IS, Araújo WL. 2010. The bacterial diversity in a Brazilian non-disturbed mangrove sediment. *Antonie van Leeuwenhoek*, 98: 541-551.

Dias ACF, Dini-Andreote F, Taketani RG, Tsai SM, Azevedo JL, de Melo IS, Andreote FD. 2011. Archaeal communities in the sediments of three contrasting mangroves. *Journal of Soils and Sediments*, 11: 1466-1476.

Dias ACF, Pereira e Silva M de C, Cotta SR, Dini-Andreote F, Soares FL, Salles JF, Azevedo JL, Van Elsas JD, Andreote F, Dini D. 2012. Abundance and genetic diversity of *nifH* gene sequences in anthropogenically affected Brazilian Mangrove sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 78: 7960-7967.

Dolan CJR, Section T, Catala P, Costas B, Dolan JR, Fenchel T, Foissner W, Griffin A, Hagström Å, Jeffrey WH, Joux F, Katz LA, Kemp SJ, Lowe CD, McManus GB, Dolan John R. 2005. Biogeography of aquatic microbes: An introduction to the biogeography of aquatic microbes. *Aquatic Microbial Ecology*, 41: 39-48.

Donato DC, Kauffman JB, Murdiyarsa D, Kurnianto S, Stidham M, Kanninen M. 2011. Mangroves among the most carbon-rich forests in the tropics. *Nature Geoscience*, 4: 293-297.

Doran JW, Zeiss MR. 2000. Soil health and sustainability: managing the biotic component of soil quality. *Applied Soil Ecology*, 15: 3-11.

Dos Santos HF, Cury JC, do Carmo FL, Dos Santos AL, Tiedje J, van Elsas JD, Rosado AS, Peixoto RS. 2011. Mangrove bacterial diversity and the impact of oil contamination revealed by pyrosequencing: Bacterial proxies for oil pollution. *PLoS One*, 6: 1-8.

Folk RL, Ward WC. 1957. A Study in the Significance of Grain-Size Parameters. *Journal of Sedimentary Petrology*, 27: 3-26.

Freitas MO, Velastin R. 2010. Ictiofauna associada a um cultivo de mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) no norte catarinense, Sul do Brasil. *Acta Scientiarum - Biological Sciences*, 32: 31-37.

Galehouse JS. 1971. Sedimentation analysis. In: Carver RE (Ed.) *Procedures in sedimentary petrology*. Nova York: Wiley-Interscience. 653 p. pp. 69-94.

Gerhardinger LC, Freitas MO, Andrade ÁB, Rangel CA. 2006. *Omobranchus punctatus* (Teleostei: Blenniidae), an exotic blenny in the Southwestern Atlantic. *Biological Invasions*, 8: 941-946.

Grose AV, Cremer MJ, Moreira N. 2014. Reprodução de aves aquáticas (Pelicaniformes) na ilha do Maracujá, estuário da Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. *Biotemas*, 27: 117-127.

Grose AV, Hillebrant CC, Cremer MJ. 2013. Diversidade e abundância sazonal da avifauna em duas planícies de maré no estuário da baía da Babitonga, norte de Santa Catarina. *Iheringia, Série Zoologia*, 103: 5-11.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 1999. PAST: Paleontological statistics software package. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1-9.

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

Hardt FAS, Cremer MJ, Tonello AJ, Simões-Lopes PC. 2010. Residence patterns of the Guiana dolphin *Sotalia guianensis* in Babitonga bay, south coast of Brazil. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 8: 117-121.

Holguin G, Vazquez P, Bashan Y. 2001. The role of sediment microorganisms in the productivity, conservation, and rehabilitation of mangrove ecosystems: an overview. *Biology and Fertility of Soils*, 33: 265-278.

Hunter EM, Mills HJ, Kostka JE. 2006. Microbial community diversity associated with carbon and nitrogen cycling in permeable shelf sediments. *Applied and Environmental Microbiology*, 72: 5689-5701.

Imchen M, Kumavath R, Barh D, Avezedo V, Ghosh P, Viana M, Wattam AR. 2017. Searching for signatures across microbial communities: Metagenomic analysis of soil samples from mangrove and other ecosystems. *Scientific Reports*, 7: 1-13.

Imchen M, Kumavath R, Barh D, Vaz A, Góes-Neto A, Tiwari S, Ghosh P, Wattam AR, Azevedo V. 2018. Comparative mangrove metagenome reveals global prevalence of heavy metals and antibiotic resistome across different ecosystems. *Scientific Reports*, 8: 1-15.

Inoue T. 2018. Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems. *Blue Carbon in Shallow Coastal Ecosystems*, 73-99.

Jessup CM, Kassen R, Forde SE, Kerr B, Buckling A, Rainey PB, Bohannan BJM. 2004. Big questions, small worlds: microbial model systems in ecology. *Trends in Ecology and Evolution*, 19: 189-197.

Jimenez JJ, Lugo AE, Cintrón-Molero G. 1985. Tree mortality in mangrove forests. *Biotropica*, 17: 177-185.

Kilca RV, Carlos J, Melo F De, Quadros KE, Larcher L, Pfuetzenreuter A. 2019. Os manguezais e marismas da Baía Babitonga: uma síntese. *Revista CEP SUL - Biodiversidade e Conservação Marinha*, 8.

Kirchman SOFDL, Michotey VD, Bonin PC, Loka Bharathi PA. 2014. Bacterial diversity in relatively pristine and anthropogenically-influenced mangrove ecosystems (Goa, India). *Brazilian Journal of Microbiology*, 2(45): 1161-1171.

Knie JLW. 2002. Atlas ambiental da região de Joinville – complexo hídrico da Baía da Babitonga. 2. ed. Florianópolis: Fatma. 168p.

Larkin AA, Martiny AC. 2017. Microdiversity shapes the traits, niche space, and biogeography of microbial taxa. *Environmental Microbiology Reports*, 9: 55-70.

Levin LA, Boesch DF, Covich A, Dahm C, Erséus C, Ewel KC, Kneib RT, Moldenke A, Palmer M, Snelgrove P, Strayer D, Weslawski JM. 2001. The function of marine critical transition zones and the importance of sediment biodiversity. *Ecosystems*, 4: 430-451.

Lozupone CA, Knight R. 2007. Global patterns in bacterial diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 104: 11436-11440.

Luo L, Wu R, Gu JD, Zhang J, Deng S, Zhang Y, Wang L, He Y. 2018. Influence of mangrove roots on microbial abundance and coenzyme activity in sediments of a subtropical coastal mangrove ecosystem. *International Biodeterioration and Biodegradation*, 132: 10-17.

Lynch MDJ, Neufeld JD. 2015. Ecology and exploration of the rare biosphere. *Nature Reviews Microbiology*, 13: 217-229.

Mahmoudi N, Beaupré SR, Steen AD, Pearson A. 2017. Sequential bioavailability of sedimentary organic matter to heterotrophic bacteria. *Environmental Microbiology*, 19: 2629-2644.

Marcos MS, Barboza AD, Keijzer RM, Laanbroek HJ. 2018. Tide as Steering Factor in Structuring Archaeal and Bacterial Ammonia-Oxidizing Communities in Mangrove Forest Soils Dominated by *Avicennia germinans* and *Rhizophora mangle*. *Microbial Ecology*, 75: 997-1008.

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

Masunari S, Swiech-Ayoub BDP. 2003. Crescimento relativo em *Uca leptodactyla* Rathbun (Crustacea Decapoda Ocypodidae). Revista Brasileira de Zoologia, 20: 487-491.

Nellemann C, Corcoran E, Duarte CM, Valdés L, De Young C, Fonseca L, Grimsditch G. 2009. Blue Carbon: A Rapid Response Assessment. Noruega: United Nations Environment Programme. 80 p.

Nogueira VLR, Rocha LL, Colares GB, Angelim AL, Normando LRO, Cantão ME, Agnez-Lima LF, Andreote FD, Melo VMM. 2015. Microbiomes and potential metabolic pathways of pristine and anthropized Brazilian mangroves. Regional Studies in Marine Science, 2: 56-64.

Paissé S, Coulon F, Goñi-Urriza M, Peperzak L, McGenity TJ, Duran R. 2008. Structure of bacterial communities along a hydrocarbon contamination gradient in a coastal sediment. FEMS Microbiology Ecology, 66: 295-305.

Peixoto R, Chaer GM, Carmo FL, Araújo FV, Paes JE, Volpon A, Santiago G, Rosado S. 2011. Bacterial communities reflect the spatial variation in pollutant levels in Brazilian mangrove sediment. Antonie van Leeuwenhoek, International Journal of General and Molecular Microbiology, 99: 341-354.

PETCON. 2003. Atualização do Plano de Desenvolvimento e Zoneamento do Porto de São Francisco do Sul. Brasília. Disponível em: http://web.antaq.gov.br/portaltv3/EVTEAs/APSFS/7Rel_Tomo_I.pdf. Acesso em: maio/2019.

Pyro VS, Morais DK, de Oliveira FS, dos Santos FG, Lemos LN, Oliveira G, Roesch LFW. 2016. BMPOS: a Flexible and User-Friendly Tool Sets for Microbiome Studies. Microbial Ecology, 72: 443-447.

Pinhassi J, Berman T. 2003. Differential Growth Response of Colony-Forming alpha- and gamma-Proteobacteria in Dilution Culture and Nutrient Addition Experiments from Lake Kinneret (Israel), the Eastern Mediterranean Sea, and the Gulf of Eilat. Applied and Environmental Microbiology, 69(1): 199-211.

Rampadarath S, Bandhoa K, Puchooa D, Jeewon R, Bal S. 2018. Metatranscriptomics analysis of mangroves habitats around Mauritius. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 34: 59.

Ranjan Mishra R, Ranjan Swain M, Kanti Dangar T, Thatoi H. 2014. Diversity and seasonal fluctuation of predominant microbial communities in Bhitarkanika, a tropical mangrove ecosystem in India. *Revista de Biología Tropical*, 60(2): 909-924.

Reed AJ, Dorn R, Van Dover CL, Lutz RA, Vetriani C. 2009. Phylogenetic diversity of methanogenic, sulfate-reducing and methanotrophic prokaryotes from deep-sea hydrothermal vents and cold seeps. *Deep-Sea Research Part II: Topical Studies in Oceanography*, 56: 1665-1674.

Rocha LL, Colares GB, Nogueira VLR, Paes FA, Melo VMM. 2016. Distinct Habitats Select Particular Bacterial Communities in Mangrove Sediments. *International Journal of Microbiology*.

Rodrigues AMT, Andrade AB, Ferreira EC, Gonchorosky J, Gerhardinger LC, Britto M de K, Cremer MJ, Hostim-Silva M. 2005. Reserva da Babitonga. São Francisco do Sul. Disponível em: http://solamac.org/babitonga/babitonga_prop_final.pdf. Acesso em: maio/2019.

Rovai AS, Soriano-Sierra EJ, Pagliosa PR, Cintrón-Molero G, Schaeffer-Novelli Y, Menghini RP, Coelho-Jr. C, Horta PA, Lewis RR, Simonassi JC, Alves JAA, Boscatto F, Dutra SJ. 2012. Secondary succession impairment in restored mangroves. *Wetlands Ecology and Management*, 20: 447-459.

Santos HF, Carmo FL, Paes JES, Rosado AS, Peixoto RS. 2011. Bioremediation of mangroves impacted by petroleum. *Water, Air, and Soil Pollution*, 216: 329-350.

Soares MLG, Estrada GCD, Fernandez V, Tognella MMP. 2012. Southern limit of the Western South Atlantic mangroves: Assessment of the potential effects of global warming from a biogeographical perspective. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 101: 44-53.

CAPÍTULO 3 – COMPOSIÇÃO E ABUNDÂNCIA DA COMUNIDADE BACTERIANA DA BAÍA BABITONGA (SC), BRASIL

Mariana Serwy Oortman • Andrea Lima dos Santos Schneider • Simone Raposo Cotta • Armando Cavalcante Franco Dias • Regina Maria Miranda Gern

Sogin ML, Morrison HG, Huber JA, Welch DM, Huse SM, Neal PR, Arrieta JM, Herndl GJ. 2006. Microbia diversity in the deep sea and the underexplored “rare biosphere.” Proceedings of the National Academy of Sciences, 103: 12115-12120.

Spalding MD, Kainuma M, Collins L. 2010. World Atlas of Mangroves. Nova York: Earthscan. 120 p.

Suguio K. 1973. Introdução à sedimentologia. São Paulo: Edgard Blucher/Edusp. 317 p.

Sweetman AK, Middelburg JJ, Berle AM, Bernardino AF, Schander C, Demopoulos AWJ, Smith CR. 2010. Impacts of exotic mangrove forests and mangrove deforestation on carbon remineralization and ecosystem functioning in marine sediments. Biogeosciences, 7: 2129-2145.

Tiralerdpanich P, Sonthiphand P, Luepromchai E, Pinyakong O, Pokethitiyook P. 2018. Potential microbial consortium involved in the biodegradation of diesel, hexadecane and phenanthrene in mangrove sediment explored by metagenomics analysis. Marine Pollution Bulletin, 133: 595-605.

Tureck CR, Oliveira TMN, Cremer MJ, Bassfeld JC. 2006. Avaliação da concentração de metais pesados em tecido de ostras *Crassostrea gigas* (Mollusca, Bivalve) cultivadas na Baía da Babitonga, litoral norte de Santa Catarina. Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente, 16: 53-62.

Vannucci M. 2001. What is so special about Mangroves? Brazilian Journal of Biology, 61: 599-603.

Vilar CC, Spach HL, Oliveira Santos L. 2011. Fish fauna of Baía da Babitonga (southern Brazil), with remarks on species abundance, ontogenic stage and conservation status. Zootaxa, 2734: 40-52.

Wu P, Xiong X, Xu Z, Lu C, Cheng H, Lyu X, Zhang J, He W, Deng W, Lyu Y, Lou Q, Hong Y, Fang H. 2016. Bacterial communities in the rhizospheres of three mangrove tree species from Beilun Estuary, China. PLoS One, 11: 1-13.

Wunderlich AC, Pinheiro MAA, Rodrigues AMT. 2008. Biologia do caranguejo-uçá, *Ucides cordatus* (Crustacea: Decapoda: Brachyura), na Baía da Babitonga, Santa Catarina, Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, 25: 188-198.



GESTÃO AMBIENTAL



GESTÃO AMBIENTAL







CAPÍTULO 4

PLÁSTICO EM AMBIENTES AQUÁTICOS MARINHOS E COSTEIROS: UM RISCO PARA A CONSERVAÇÃO AMBIENTAL E BIODIVERSIDADE

David Valença Dantas
Eduardo Gentil
Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc)

INTRODUÇÃO

Os ecossistemas aquáticos transicionais costeiros, como praias, estuários, baías e lagunas costeiras, são a conexão direta entre os continentes e os oceanos (Thurman & Trujillo 2004), servindo de porta de acesso para o transporte e trocas de nutrientes, sedimentos e componentes bióticos dos sistemas aquáticos, como larvas e indivíduos em rota de migração (Barletta & Dantas 2016). Essas importantes funções ecológicas, promovidas pelos ecossistemas costeiros transicionais, geram uma série de serviços ecossistêmicos que estão disponíveis para a população humana de forma gratuita (do ponto de vista monetário), como, por exemplo, estoques pesqueiros para múltiplas modalidades de pesca, turismo de lazer em praias arenosas, águas em abundância para navegação e múltiplos esportes náuticos, além da beleza paisagística que subsidia a ocupação humana com moradias permanentes ou de veraneio (Barletta et al. 2017). Não é à toa que as densidades populacionais em zonas costeiras estão entre as maiores do mundo, e o cenário de crescimento populacional nessas áreas é irreversível. A maior parte das maiores megacidades do mundo, por exemplo, está localizada em regiões a menos de 100 km das zonas costeiras (Neumann et al. 2015).

O crescimento acelerado em zonas costeiras, a urbanização de áreas sem gestão apropriada, a expansão das atividades agropecuárias e industriais e os variados usos que ocorrem em ecossistemas aquáticos transicionais trazem uma série de impactos que podem degradar de maneira irreversível esses ambientes (Barletta et al. 2017). Impactos como o lançamento de esgotos e efluentes industriais, agrícolas e urbanos levam a uma alteração dos aspectos naturais na qualidade da água e reduzem não apenas a sua potabilidade e/ou a sua balneabilidade (Burkett & Davidson 2012), como também diminuem significativamente as funções ecológicas para espécies de peixes, invertebrados e até mesmo mamíferos marinhos e tartarugas marinhas. Um dos problemas associados aos impactos antrópicos nos ambientes costeiros transicionais e nos oceanos é a poluição por resíduos sólidos, especialmente o plástico, que, além de persistir por séculos até se degradar no ambiente, pode causar danos irreversíveis em todos os níveis tróficos da fauna aquática (Dantas et al. 2012, Ferreira et al. 2016, Ivar do Sul et al. 2011b).

Os resíduos plásticos em ecossistemas aquáticos marinhos já estão sendo considerados um dos maiores impactos globais atuais, poluindo todos os tipos de habitats e contaminando diferentes níveis tróficos da biota aquática de diversas formas. De acordo com um trabalho realizado recentemente em todos os grandes giros subtropicais de todos os grandes oceanos (Eriksen et al. 2014), uma estimativa de cerca de 5,25 trilhões de pedaços de plástico flutua pelos oceanos, em um peso de aproximadamente 268 mil toneladas de plástico (Figura 1). Tal cálculo leva em consideração apenas o que está flutuando nos oceanos, sem contar o que está sedimentado no substrato dos ecossistemas marinhos ou o que está associado aos ambientes transicionais costeiros e estuarinos, o que elevaria esse número de maneira significativa, já que boa parte do plástico que chega aos ecossistemas marinhos provém dos continentes (GESAMP 2015).

Figura 1 – Mapa global da quantidade de plástico estimada para todos os oceanos. A mancha branca observada nos oceanos é formada por pontos brancos, e cada ponto representa 20 kg de plástico, totalizando a estimativa de cerca de 5,25 trilhões de pedaços de plástico flutuando nos oceanos, calculados em 268 mil toneladas, segundo Eriksen et al. (2014)



Fonte: Dumpark

Além das fontes continentais, as embarcações de turismo, o transporte de carga comercial, a atividade pesqueira, com descarte ou perda de materiais de pesca, e a manutenção das embarcações também são fontes significativas e importantes de resíduos plásticos nos ecossistemas marinhos (Čulin & Bielić 2016, Lusher et al. 2017). As embarcações de pesca, por exemplo, não só lançam o lixo ao mar em muitos casos, como também realizam manutenções rotineiras tanto em portos como em alto-mar dos petrechos e da própria embarcação, e muito do material vai diretamente para o ambiente marinho. Esses materiais plásticos no ambiente marinho começam a passar por processos de degradação e fragmentação, tornando-se menores e disponíveis para diversos componentes bióticos do sistema, seja pela ingestão, seja pelo aprisionamento de animais em materiais descartados (Possatto et al. 2011).

É urgente a necessidade de gerenciar de maneira mais eficiente o nosso lixo e a quantidade de resíduos plásticos que geramos. A redução da quantidade de plástico e a reciclagem do material produzido são essenciais para reduzir esse potencial risco à sustentabilidade ambiental e à biodiversidade.

RESÍDUOS PLÁSTICOS EM DIFERENTES ECOSISTEMAS MARINHOS

As bacias hidrográficas que deságuam nos ecossistemas marinhos através de estuários ou sistemas lagunares costeiros, juntamente com as regiões de praia, são as principais portas de entrada para os resíduos plásticos nos diversos ecossistemas marinhos (Jambeck et al. 2015, Schmidt et al. 2017). De acordo com o estudo de Jambeck et al. (2015), que estimou a biomassa de lixo plástico de fonte continental levando em conta os dados mundiais de resíduos sólidos, a densidade populacional e o *status* econômico, cerca de 275 milhões de toneladas métricas de lixo plástico foram geradas em 2010 por 192 países, e de 4,8 a 12,7 milhões de toneladas métricas entraram nos oceanos. Os rios, infelizmente, são o ecossistema aquático continental mais impactado e servem de rota de transporte para o lixo plástico aos oceanos.

Em pesquisa analisando uma compilação de dados de resíduos plásticos na coluna d'água de vários rios com diferentes amplitudes de tamanho no mundo, Schmidt et al. (2017) avaliaram a carga de resíduos plásticos, tanto microplásticos (partículas < 5 mm) como macroplásticos (partículas > 5 mm). Os autores concluíram que a quantidade e o tamanho dos resíduos estão relacionados positivamente com a má gestão dos resíduos sólidos nas bacias hidrográficas. Eles destacam ainda que os dez rios que mais transportam resíduos plásticos são responsáveis por 88 a 95% de todo o transporte de plástico para os oceanos globais (Tabela 1). Dos dez rios que mais transportam plástico para os ecossistemas marinhos, dois são do continente africano e oito do asiático, sendo a grande maioria de rios pertencente à China.

Cientistas apontam para a grande contribuição do continente asiático no que se refere ao aporte de resíduos plásticos para os oceanos, e o Pacífico e o Índico são os dois oceanos que mais recebem esses resíduos, que, uma vez entrando nos grandes

giros subtropicais, são transportados via corrente circumpolar antártica para outras regiões.

Apesar de os dados serem estimativas, mesmo que seja reduzida pela metade, a quantidade de plástico transportada anualmente é muito impactante, chegando a locais remotos e afetando a qualidade ambiental.

Tabela 1 – Os dez rios que mais contribuem com o transporte de plástico para os oceanos no mundo, com informações sobre o local em que deságuam, o tamanho da bacia hidrográfica de drenagem, a densidade populacional média da região e a quantidade de plástico que chega aos oceanos (microplástico + macropástico)

Rio	Local em que deságua	Bacia hidrográfica (km ²)	Densidade populacional (hab./km ²)	Plástico nos oceanos (toneladas/ano ⁻¹)
Yangtzé Chang Jiang	Mar da China Oriental	1.907.295	264	154.722
Indo	Mar Árábico	854.106	224	24.355
Amarelo	Mar da China Oriental	761.437	160	19.239
Hai He	Mar da China Oriental	211.489	486	14.949
Nilo	Mediterrâneo	2.851.708	64	13.962
Ganges	Golfo de Bengala	1.571.571	395	12.269
Pearl	Mar da China Meridional	388.705	193	9.400
Amur	Golfo de Okhotsk	2.004.785	32	7.137
Níger	Golfo da Guiné	2.090.967	44	6.654
Mekong	Mar do Sul da China	771.941	80	6.374

Fonte: adaptado de Schmidt et al. (2017)

Todo o plástico gerado nos continentes e carregado pelos rios, ou lixiviado pela chuva chegando aos mares, pode ser carregado pelas correntes para o oceano ou se depositar em ambientes costeiros transicionais importantes, como praias arenosas, costões rochosos, dunas costeiras, manguezais, planícies de maré, recifes de coral e arenito, entre outros.

Em praias urbanas arenosas, estudos foram realizados para quantificar e determinar a origem dos resíduos plásticos, e uma quantidade de plástico considerável foi encontrada em todas as épocas do ano (Silva-Cavalcanti et al. 2013). No estudo de Silva-Cavalcanti et al. (2013), os autores identificaram, após três anos de amostragem, o total de 165.882 itens, dos quais 74,3% representaram objetos plásticos, com densidade média variando de 459 itens/km no verão a 625 itens/km no inverno.

Em uma comparação entre praias com ocupação humana e sem ocupação humana, em uma importante área de desova de tartarugas marinhas na Bahia, Nordeste do Brasil, nenhuma diferença significativa foi verificada para o número total de resíduos sólidos na areia (Ivar do Sul et al. 2011b). Os autores acharam o total de 3.304 itens no inverno e 3.447 no verão, com densidades variando de dois a oito itens/m, e plástico do tipo poliestireno foi o mais comum. Muito do plástico achado nessas praias tem origem local, por conta do turismo ou da má gestão dos resíduos sólidos das cidades, podendo ser carregado para outras áreas ou enterrado no sedimento (Costa et al. 2011).

Outros ecossistemas costeiros e marinhos recebem plástico tanto de origem local, por conta do crescimento da urbanização local ou do turismo, quanto de fontes externas, como o transporte por rios ou correntes costeiras e oceânicas, praias de ilhas oceânicas (Ivar do Sul et al. 2017), florestas de manguezal (Ivar do Sul et al. 2014b) ou até mesmo a região do continente antártico (Ivar do Sul et al. 2011a). Ivar do Sul et al. (2017), examinando a presença de microplástico nas ilhas oceânicas de Fernando de Noronha, Trindade e Abrolhos, encontraram na área o total de 1.151 partículas, e 40% dos quadrats utilizados em 60% das praias analisadas estavam contaminados. Os autores ressaltam que as praias mais contaminadas nas ilhas oceânicas avaliadas estão voltadas à direção do vento e das correntes predominantes, demonstrando a importância da circulação oceânica no transporte de poluentes plásticos. Outro ecossistema marinho bastante afetado pela poluição por plástico são as florestas de manguezal, que recebem não só a influência dos resíduos sólidos provenientes da zona costeira, como também da drenagem das bacias hidrográficas que deságuam nos estuários (Ivar do Sul et al. 2014b).

Toda essa contaminação nos ecossistemas consolidados e nos habitats afeta diretamente o componente biótico do sistema pelágico. Em estudos acerca da comunidade ictioplânctônica em

hábitats de regiões estuarinas, como o canal principal e os canais de maré, a quantidade de microplástico é comparável à de ovos e larvas de peixes, deixando esse poluente disponível para níveis tróficos superiores (Lima et al. 2015, 2016). Em canais de maré de um estuário tropical no Nordeste do Brasil, Lima et al. (2016) encontraram 4.372 itens plásticos (representando a densidade média de 4,77 itens/100 m³), enquanto no canal principal do mesmo estuário Lima et al. (2015) registraram densidade média de 26,1 partículas/m³ de microplástico, e todo o eixo longitudinal da ecoclina estuarina estava contaminado.

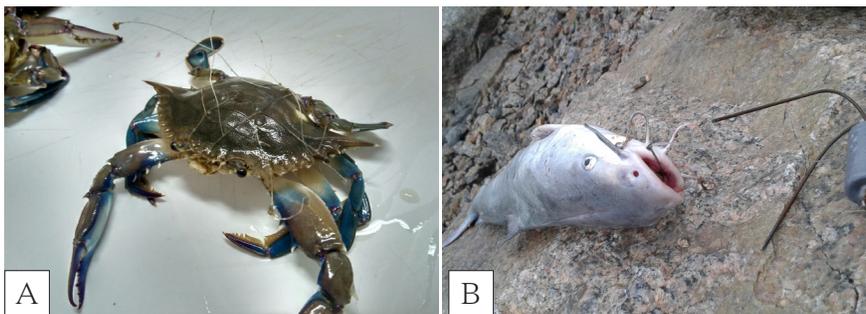
Ecosistemas pelágicos oceânicos próximos a ilhas oceânicas também estão contaminados por microplásticos, o que pode ser verificado por diversas pesquisas já realizadas, como por exemplo no Arquipélago de São Pedro e São Paulo (Ivar do Sul et al. 2013) e nas ilhas de Fernando de Noronha, Trindade e Abrolhos (Ivar do Sul et al. 2014a). Os componentes plásticos de tamanho grande podem causar danos à biota, seja por ingestão, seja por aprisionamento, e o microplástico pode ser ingerido por diferentes níveis tróficos acidentalmente por ser confundido com presas. De qualquer forma, tais materiais põem em risco a saúde ambiental e a biodiversidade dos ecossistemas marinhos (Costa & Barletta 2015).

IMPACTOS DOS RESÍDUOS PLÁSTICOS NA FAUNA MARINHA

A poluição por resíduos plásticos, seja pelo microplástico (< 5 mm), seja pelo macrolástico (> 5 mm), nos ecossistemas marinhos atinge de maneira significativa o componente biótico, causando danos que podem levar à morte de organismos de diferentes níveis tróficos (Costa & Barletta 2015). Não é recente a discussão de que o problema da poluição por plástico vem demonstrando sua ameaça a grandes organismos marinhos, como mamíferos (Laist 1997), aves marinhas (Wilcox et al. 2015) e tartarugas marinhas (Nelms et al. 2016). Os dois tipos principais de interação biológica com resíduos plásticos são o emaranhamento, quando os laços e/ou as aberturas de vários tipos de detritos envolvem os apêndices ou aprisionam os animais, e a ingestão, quando os detritos são ingeridos acidental ou intencionalmente e entram no trato digestivo dos organismos (Laist 1997).

O estudo feito recentemente pela National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA 2014) levantou que o emaranhamento por resíduos plásticos atinge cerca de 200 espécies em todo o mundo, e apenas nos Estados Unidos ao menos 115 espécies, incluindo mamíferos marinhos, tartarugas marinhas, aves marinhas, peixes e invertebrados, são afetadas. Somente nos Estados Unidos, 44 espécies de aves marinhas, nove espécies de cetáceos, 11 de pinípedes, 31 espécies/taxas de invertebrados e seis espécies de tartarugas foram reportadas em artigos científicos nos últimos 50 anos emaranhadas em resíduos plásticos (NOAA 2014). No Brasil, alguns trabalhos encontraram peixes, como o bagre estuarino *Cathorops agassizii* (Eigenmann & Eigenmann, 1888) (Possatto et al. 2011), e invertebrados, como o siri *Callinectes* sp. (Stimpson, 1860) (comunicação pessoal), emaranhados em redes ou exemplares de peixes, como o bagre marinho *Genidens* sp. (Castelnau, 1855) (Farias et al. 2018), presos a anzóis perdidos no ambiente.

Figura 2 – (A) Siri (*Callinectes* sp.) com uma rede de emalhe fantasma presa ao corpo; (B) bagre (*Genidens* sp.) preso a anzol com chumbada do tipo garateia fantasma

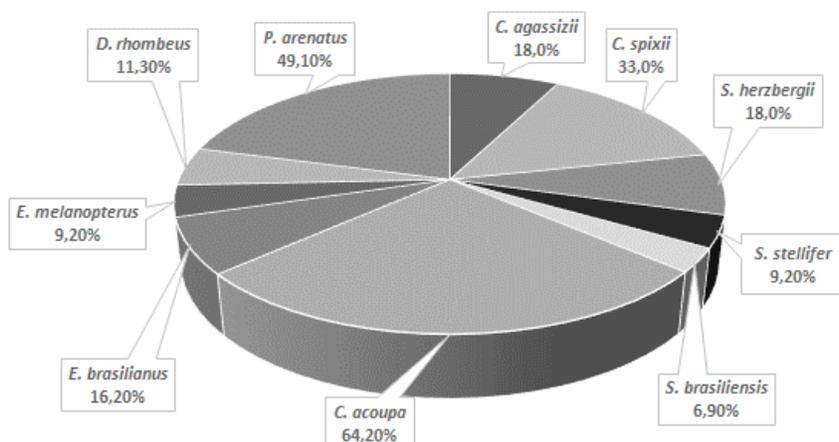


Fontes: (A) Laboratório de Tecnologias Aplicadas à Pesca (Tecpesca), Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc), Laguna; (B) Farias et al. (2018)

Outro problema associado com os resíduos plásticos e seus fragmentos microplásticos é a sua ingestão, observada em organismos nos ecossistemas marinhos, que ao se

alimentarem podem ingerir esses pedaços de forma acidental, com a presa, ou intencionalmente, quando confundem o detrito com uma presa em potencial (Dantas et al. 2012, Ferreira et al. 2016). Pesquisas têm demonstrado que aves marinhas, mamíferos marinhos e tartarugas marinhas são impactados não somente pela ingestão de resíduos plásticos (Laist 1997), como também pela fragmentação dos resíduos. Ou seja, com a redução do tamanho das partículas, estas ficam acessíveis para organismos aquáticos menores e de todos os níveis tróficos, como peixes (Figura 3) (Dantas et al. 2012, Ferreira et al. 2016, Possatto et al. 2011, Ramos et al. 2012) e invertebrados (Gusmão et al. 2016).

Figura 3 – Porcentagem de indivíduos contaminados com plástico e microplástico por ingestão durante a alimentação em ecossistemas costeiros transicionais. A porcentagem indica a frequência de ocorrência (%FO) de plástico e/ou de microplástico em estômagos analisados nos estudos: *Cathorops spixii*, *Cathorops agassizii*, *Sciades herzbergii* (Possatto et al. 2011); *Stellifer stellifer*, *Stellifer brasiliensis* (Dantas et al. 2012); *Cynoscion acoupa* (Ferreira et al. 2016); *Eugerres brasilianus*, *Eucinostomus melanopterus*, *Diapterus rhombeus* (Ramos et al. 2012); *Priacanthus arenatus* (Cardozo et al. 2018)



Fonte: primária

A contaminação de peixes pela ingestão de resíduos plásticos vem ganhando atenção do meio científico por causa da preocupação com a possibilidade de que essa contaminação chegue aos maiores predadores de pescado do planeta, a população humana (Lusher et al. 2017). Por isso, recentemente a Food and Agriculture Organization (FAO) publicou um livro sobre a contaminação por microplástico na pesca e aquicultura e sua implicação para os organismos aquáticos e a segurança alimentar (Lusher et al. 2017).

Na região costeira do Nordeste do Brasil, no estuário do Rio Goiana, estudos demonstram que diversos componentes de diferentes níveis tróficos da assembleia de peixes estuarinos estão ingerindo uma quantidade significativa de resíduos plásticos (Figura 3) (Cardozo et al. 2018, Dantas et al. 2012, Ferreira et al. 2016, Possatto et al. 2011, Ramos et al. 2012). Os bagres estuarinos *Cathorops spixii* (Agassiz, 1829), *C. agassizii* e *Sciades herzbergii* (Bloch, 1794) foram avaliados, e a frequência de ocorrência de microplástico observada para os estômagos analisados foi de 33, 18 e 33%, respectivamente (Possatto et al. 2011). Os scianídeos *Stellifer stellifer* (Bloch, 1790) e *Stellifer brasiliensis* (Schultz, 1945) apresentaram frequência de ocorrência de 9,2 e 6,9%, nessa ordem, de estômagos contaminados com fragmentos de náilon (Dantas et al. 2012). Já os gerreídeos *Eugerres brasilianus* (Cuvier, 1830), *Eucinostomus melanopterus* (Bleeker, 1863) e *Diapterus rhombeus* (Cuvier, 1829) tiveram frequência de ocorrência de fragmentos de náilon nos estômagos analisados de 16,2, 9,2 e 11,3%, respectivamente (Ramos et al. 2012) (Figura 3).

No mesmo estuário, o predador de topo da cadeia alimentar *Cynoscion acoupa* (Lacepède, 1801) apresentou frequência de ocorrência de 64,2% dos indivíduos contaminados por fragmentos de plástico nos estômagos (Ferreira et al. 2016). No litoral sul do Brasil, em uma área rasa de uma região costeira, outro predador de topo da cadeia alimentar, *Priacanthus arenatus* (Cuvier, 1829), apresentou contaminação por ingestão de resíduos plásticos em 49,1% dos estômagos analisados (Cardozo et al. 2018). Estudos em outras partes do mundo relatam a ingestão de resíduos plásticos por peixes teleósteos de diferentes nichos ecológicos, como a espécie estuarina demersal bentófaga *Genidens genidens* (Dantas et al. 2019), espécies planctívoras (Boerger et al. 2010), entre outras (Laist 1997).

As consequências da contaminação por resíduos plásticos ingeridos pelos organismos marinhos já apontam impactos significativos para a fauna (Laist 1997). Nos últimos anos, têm avançado os estudos para determinar os efeitos toxicológicos da ingestão de plástico pela fauna, pois já se sabe que o microplástico, por exemplo, tem a capacidade de absorver e acumular do ambiente marinho metais pesados (Ashton et al. 2010, Holmes et al. 2012), poluentes orgânicos persistentes (Oehlmann et al. 2009, Frias et al. 2010, Rochman et al. 2013) que podem, por sua vez, ao serem ingeridos pela fauna, bioacumular e/ou biomagnificar esses contaminantes por toda a cadeia trófica envolvida (Batel et al. 2016, Teuten et al. 2009). A absorção e o acúmulo de poluentes tóxicos nos resíduos plásticos são um problema que afeta toda a cadeia trófica em razão da biotransferência de resíduos plásticos entre os elos predador e presa, pois uma presa que ingeriu fragmentos de plástico, ao ser predada, transfere esse contaminante para o predador (Eriksson & Burton 2003). Os efeitos toxicológicos ainda não são totalmente conhecidos, mas estudos em laboratório já indicam que o microplástico contaminado por mercúrio (Barboza et al. 2018), por exemplo, pode causar efeitos de neurotoxicidade, estresse oxidativo e alterações na atividade de enzimas liberadoras de energia em juvenis de *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758), uma espécie de peixe marinho amplamente utilizada como alimento pela população humana.

A poluição dos ambientes marinhos por resíduos plásticos não é recente, porém vem aumentando de forma significativa nas últimas décadas e afetando a conservação ambiental e a biodiversidade. O problema inicia-se com a falta de gestão adequada dos resíduos sólidos, o que parece ser reflexo do nível de educação, da concentração populacional e do *status* econômico das regiões (Jambeck et al. 2015). O problema torna-se global quando vemos que muitos dos resíduos plásticos que poluem os oceanos e mares muitas vezes viajam milhares de quilômetros pelas correntes, comprometendo até mesmo regiões remotas do planeta. O aumento da cultura do consumo industrial em todo o planeta agrava a situação, causando o efeito de retroalimentação na produção de resíduos sólidos e na entrada de resíduos plásticos nos ecossistemas aquáticos.

É urgente a necessidade de mudar os hábitos de consumo e a forma como tratamos o nosso lixo, produzindo menos

plástico, reciclando com maior eficiência e buscando alternativas para o gerenciamento eficaz dos resíduos. O preço a se pagar pela perda de serviços ecossistêmicos, em função do impacto na biodiversidade, provavelmente é muito maior do que o que pagaremos para uma gestão eficiente dos nossos resíduos. Essa mudança é obrigação não apenas do poder público e tomadores de decisão, como também de toda a sociedade, e leva em consideração uma profunda alteração e ajuste de toda a nossa atual cultura de consumo e de responsabilidade ambiental.

REFERÊNCIAS

Ashton K, Holmes L & Turner A. 2010. Association of metals with plastic production pellets in the marine environment. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 2050-2055.

Barboza LGA, Vieira LR, Branco V, Figueiredo N, Carvalho F, Carvalho C & Guilhermino L. 2018. Microplastics cause neurotoxicity, oxidative damage and energy-related changes and interact with the bioaccumulation of mercury in the European seabass, *Dicentrarchus labrax* (Linnaeus, 1758). *Aquatic Toxicology*, 195: 49-57.

Barletta M & Dantas DV. 2016. Environmental Gradient. *In: Kennish MJ (Ed.) Encyclopedia of Estuaries*. Holanda: Springer. pp. 237-242.

Barletta M, Lima ARA, Dantas DV, Oliveira IM, Neto JR, Fernandes CA, Farias EGG, Rodrigues-Filho JLR, Costa MF. 2017. How can accurate landing stats help in designing better fisheries and environmental management for Western Atlantic Estuaries? *In: Finkl CW & Makowski C (Eds.) Coastal Wetlands: Alteration and Remediation*. Holanda: Springer. pp. 631-703.

Batel A, Linti F, Scherer M, Erdinger L & Braunbeck T. 2016. Transfer of benzo [a] pyrene from microplastics to *Artemia nauplii* and further to zebrafish via a trophic food web experiment: CYP1A introduction and visual tracking of persistent organic pollutants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 35(7): 1656-1666.

Boerger CM, Lattin GL, Moore SL & Moore CJ. 2010. Plastic ingestion by planktivorous fishes in the North Pacific Central Gyre. *Marine Pollution Bulletin*, 60: 2275-2278.

Burkett VR & Davidson MA. 2012. Coastal Impacts, Adaptation and Vulnerability: A technical input to the 2012 National Climate Assessment. *In: Burkett V & Davidson M (Eds.) Cooperative Report to the 2013 National Climate Assessment.* pp. 150.

Cardozo ALP, Farias EGG, Rodrigues-Filho JL, Monteiro IB, Scandolo TM & Dantas DV. 2018. Feeding ecology and ingestion of plastic fragments by *Priacanthus arenatus*: What's the fisheries contribution to the problem? *Marine Pollution Bulletin*, 130: 19-27.

Costa MF & Barletta M. 2015. Microplastics in coastal and marine environments of the western tropical and sub-tropical Atlantic ocean. *Environmental Science: Processes & Impacts*, 17: 1868-1879.

Costa MF, Silva-Cavalcanti JS, Barbosa CC, Portugal JL & Barletta M. 2011. Plastic buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. *Journal of Coastal Research*, SI64: 339-343.

Čulin J & Bielić T. 2016. Plastic pollution from ships. *Pomorski Zbornik*, 51: 57-66.

Dantas DV, Barletta M & Costa MF. 2012. The seasonal and spatial patterns of ingestion of polyfilament nylon fragments by estuarine drums (*Sciaenidae*). *Environmental Pollution and Research International*, 19: 600-606.

Dantas DV, Ribeiro CIR, Frischknecht CA, Machado R, Farias EGG. 2019. Ingestion of plastic fragments by the Guri sea catfish *Genidens genidens* (Cuvier, 1829) in a subtropical coastal estuarine system. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 8344-8351.

Eriksen M, Lebreton LCM, Carson HS, Thiel M, Moore CJ, Borror JC, Galgani F, Ryan PG & Reisser J. 2014. Plastic pollution in the World's Oceans: More than 5 trillion plastic pieces weighing over 250,000 tons afloat at Sea. *PLoS One*, 9(12): e111913.

Eriksson C & Burton H. 2003. Origins and biological accumulation of small plastic particles in fur seals from Macquarie Island. *AMBIO*, 32(6): 380-384.

Farias EGG, Preichardt PR & Dantas DV. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environmental Science and Pollution Research*, 25(16): 16246-16253.

Ferreira GVB, Barletta M, Lima ARA, Dantas DV, Justino AKS & Costa MF. 2016. Plastic debris contamination in the life cycle of Acoupa weakfish (*Cynoscion acoupa*) in a tropical estuary. *ICES Journal of Marine Science*, 73(10): 2695-2707.

Frias JPGL, Sobral P & Ferreira AM. 2010. Organic pollutants in microplastic from two beaches of the Portuguese coast. *Marine Pollution Bulletin*, 60(11): 1988-1992.

GESAMP. 2015. Sources, fate and effects of microplastic in the marine environment: a global assessment. *In: Kershaw PJ (Ed.) Report Studies GESAMP, No. 90. 96 p.*

Gusmão F, Di Domenico M, Amaral ACZ, Martínez A, Gonzalez BC, Worsaae K, Ivar do Sul JA, Lana PC. 2016. *In situ* ingestion of microfibrils by meiofauna from Sandy beaches. *Environmental Pollution*, 216: 584-590.

Holmes LA, Turner A & Thompson RC. 2012. Adsorption of trace metals to plastic resin pellets in the environment. *Environmental Pollution*, 160: 42-48.

Ivar do Sul JA, Barnes DKA, Costa MF, Convey P, Costa ES & Campos L. 2011a. Plastics in the Antarctic environment: Are we looking only at the tip of the iceberg? *Oecologia Australis*, 15(1): 150-170.

Ivar do Sul JA, Costa MF, Barletta M & Cysneiros FJA. 2013. Pelagic microplastic around an archipelago of the Equatorial Atlantic. *Marine Pollution Bulletin*, 75: 305-309.

Ivar do Sul JA, Costa MF & Fillmann G. 2014a. Microplastic in the pelagic environment around oceanic islands of the Western Tropical Atlantic Ocean. *Water, Air & Soil Pollution*, 225: 2004.

Ivar do Sul JA, Costa MF & Fillmann G. 2017. Occurrence and characteristics of microplastic on insular beaches in the Western Tropical Atlantic Ocean. *PeerJ Preprints* 5: e2901v1.

Ivar do Sul JA, Costa MF, Silva-Cavalcanti JS & Araújo MCB. 2014b. Plastic debris retention and exportation by a mangrove forest patch. *Marine Pollution Bulletin*, 78: 252-257.

Ivar do Sul JA, Santos IR, Friedrich AC, Matthiensen A & Fillmann G. 2011b. Plastic pollution at a sea turtle conservation area in NE Brazil: Contrasting developed and undeveloped beaches. *Estuaries and Coasts*, 34(4): 814-823.

Jambeck JR, Geyer R, Wilcox C, Siegler TR, Perryman M, Andrady A, Narayan R & Law KL. 2015. Plastic waste inputs from land into the ocean. *Science*, 347(6223): 768-771.

Laist DW. 1997. Impacts of marine debris: entanglement of marine life in marine debris including a comprehensive list of species with entanglement and ingestion records. *In: Coe JM & Rogers BD (Eds.) Marine Debris: sources, impacts and solutions*. Berlin: Springer. pp. 99-141.

Lima ARA, Barletta M & Costa MF. 2015. Seasonal distribution and interactions between plankton and microplastic in a tropical estuary. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 165: 213-225.

Lima ARA, Barletta M, Costa MF, Ramos JAA, Dantas DV, Melo PAMC, Justino AKS & Ferreira GVB. 2016. Changes in the composition of ichthyoplankton assemblages and plastic debris in mangrove creeks relative to moon phases. *Journal of Fish Biology*, 89: 619-640.

Lusher AL, Hollman PCH & Mendoza-Hill JJ. 2017. Microplastic in fisheries and aquaculture: status of knowledge on their occurrence and implications for aquatic organisms and food safety. FAO Fisheries and Aquaculture Technical Paper, No. 615. 147 p.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA). 2014. Report on the Entanglement of Marine Species in Marine Debris with an Emphasis on Species in the United States. Silver Spring: National Oceanic and Atmospheric Administration Marine Debris Program. 28 p.

Nelms SE, Duncan EM, Broderick AC, Galloway TS, Godfrey MH, Hamann M, Lindeque PK & Godley BJ. 2016. Plastic and marine turtles: a review and call for research. ICES Journal of Marine Science, 73(2): 165-181.

Neumann B, Vafeidis AT, Zimmermann J, Nicholls RJ. 2015. Future coastal population growth and exposure to Sea-level rise and coastal flooding – A Global assessment. PLoS One, 10(3): e0118571.

Oehlmann J, Schulte-Oehlmann U, Kloas W, Jagnytsch O, Lutz I, Kusk KO & Tyler CR. 2009. A critical analysis of the biological impacts of plasticizers on wildlife. Philosophical Transactions of the Royal Society of London B: Biological Sciences, 364(1526): 2047-2062.

Possatto FE, Barletta M, Costa MF, Ivar do Sul JA & Dantas DV. 2011. Plastic debris ingestion by marine catfish: an unexpected fisheries impact. Marine Pollution Bulletin, 62: 1098-1102.

Ramos JAA, Barletta M & Costa MF. 2012. Ingestion of nylon threads by Gerreidae while using a tropical estuary as foraging grounds. Aquatic Biology, 17: 29-34.

Rochman CM, Hoh E, Kurobe T & The SJ. 2013. Ingested plastic transfers hazardous chemicals to fish and induces hepatic stress. Scientific Reports, 3: 3263.

Schmidt C, Krauth T & Wagner S. 2017. Export of plastic debris by rivers into the Sea. *Environmental Science & Technology*, 51(21): 12246-12253.

Silva-Cavalcanti JS, Araújo MCB & Costa MF. 2013. Padrões e tendências a médio prazo da contaminação por resíduos sólidos na praia de Boa Viagem, Nordeste do Brasil. *Quaternary and Environmental Geosciences*, 4(1-2): 17-24.

Teuten EL, Saquing JM, Knappe DR, Barlaz MA, Jonsson S, Björn A, Rowland SJ, Thompson RC, Galloway TS, Yamashita R, Ochi D, Watanuki Y, Moore C, Viet PH, Tana ST, Prudente M, Boonyatumanond R, Zakaria MP, Akkhangong K, Ogata Y, Hirai H, Iwasa S, Mizukawa K, Hagino Y, Imamura A, Saha M & Takada H. 2009. Transport and release of chemicals from plastics to the environment and to wildlife. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 364(1526): 2027-2045.

Thurman HV & Trujillo AP. 2004. *Introductory Oceanography*. 10. ed. Nova Jersey: Pearson Prentice Hall. 608 p.

Wilcox C, Van Seville E & Hardesty BD. 2015. Threat of plastic pollution to seabirds is global, pervasive, and increasing. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 112(38): 11899-11904.





CAPÍTULO 5

AVALIAÇÃO HIDROGRÁFICA PARA IMPLANTAÇÃO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS NA BACIA DO RIO IRATIM (PR)

Fabiano Antonio de Oliveira
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

INTRODUÇÃO

Estudos sobre o potencial hidrelétrico do Rio Iguaçu e seus principais tributários têm sido efetuados desde a década de 1950 para o planejamento de longo prazo do setor de energia elétrica do Paraná. Levantamentos realizados nos anos de 1980 identificaram significativo potencial hidrelétrico não somente no Rio Iguaçu, como também em diversos de seus afluentes, entre eles o Rio Iratim.

A Bacia Hidrográfica do Rio Iguaçu é a maior do estado do Paraná e ocupa toda a sua porção sul. Abrange também a parte norte do estado de Santa Catarina, além de áreas da província de Misiones, na Argentina. Considerando a soma das áreas no Brasil e na Argentina, a bacia do Rio Iguaçu chega a cobrir uma superfície de 72.640 km².

O Rio Iguaçu é formado pela união dos rios Atuba e Iraí, na região leste do município de Curitiba. De suas nascentes, na cota aproximada de 1.200 m, o Rio Iguaçu segue sentido geral leste-oeste até seu encontro com o Rio Paraná, na cota de cerca de 80 m, em percurso total de 1.320 km, segundo a Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Paraná (Sema 2010). O grande número de desníveis que apresenta torna esse rio um dos mais importantes do Brasil na geração de energia elétrica.

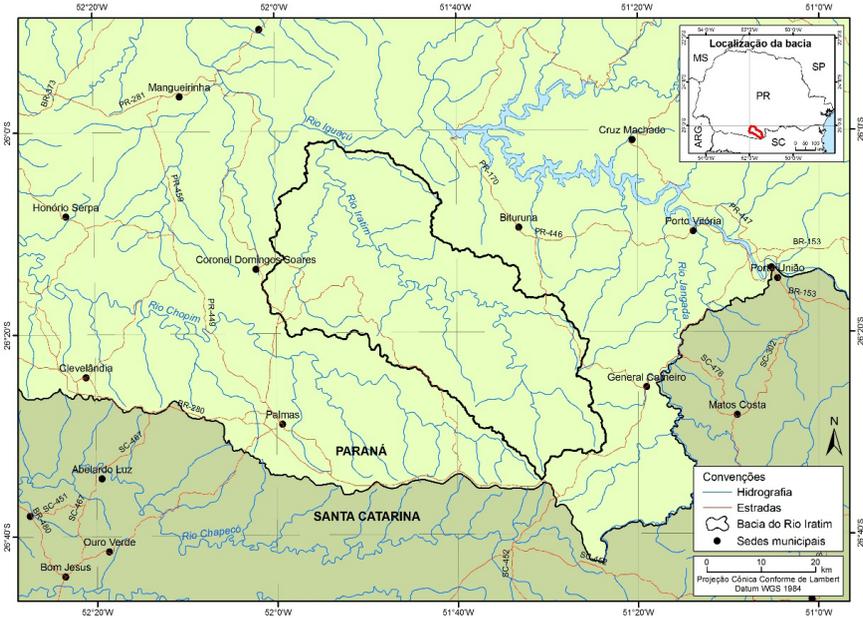
O Rio Iratim tem suas nascentes localizadas no município de General Carneiro, na cota aproximada de 1.210 m e coordenadas 26°32'S e 51°25'W, sendo formado pelo Ribeirão Iratim e pelo Córrego Campo Novo. Deságua na margem esquerda do médio curso do Rio Iguaçu, no município de Coronel Domingos Soares, na cota aproximada de 580 m e coordenadas 26°01'S e 51°52'W (Correcta & EPP 2008). Sua bacia hidrográfica ocupa parte dos municípios de General Carneiro, Palmas, Bituruna e Coronel Domingos Soares, dos quais se destaca Palmas como o mais importante em termos econômicos (Figura 1).

O presente estudo teve como objetivo efetuar a caracterização da bacia do Rio Iratim com vistas ao levantamento e à descrição dos seus principais elementos hidrográficos sob a ótica da construção de pequenas centrais hidrelétricas (PCHs), procurando-se identificar aspectos positivos e negativos dos empreendimentos previstos, especialmente daqueles considerados potencial ou efetivamente causadores de degradação ambiental em seu sentido mais amplo.

Segundo a Resolução n.º 395 da Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel), de 4 de dezembro de 1998, PCH é toda usina hidrelétrica de pequeno porte com capacidade instalada superior a 1 MW e inferior a 30 MW, cuja área do reservatório deve ser inferior a 3 km². A Lei n.º 13.097, de 20 de janeiro de 2015, modificou a legislação do setor elétrico das PCHs (Seção I, Cap. VII), alterando os limites de potência para PCH. A capacidade mínima instalada para esse aproveitamento passou de 1 para 3 MW, com dispensa de autorização para os empreendimentos com potência instalada inferior. O limite máximo para produção independente também foi alterado de 30 para 50 MW, apresentando ou não características de PCH.

Apesar das pequenas dimensões envolvidas, a instalação de uma PCH pode impor efeitos danosos à dinâmica do meio físico-biótico.

Figura 1 – Localização da Bacia Hidrográfica do Rio Iratim



Fonte: primária

OS EMPREENDIMENTOS HIDRELÉTRICOS NO RIO IRATIM

O estudo efetuado pela Companhia Paranaense de Energia (Copel) em 1986 estimou o potencial do Rio Iratim em 60,81 MWh médios, considerando que o rio seria integralmente aproveitado por meio de divisão ótima de queda sob o aspecto energético. Em 2001, o Rio Iratim foi inventariado por empresa privada, que selecionou a divisão de quedas definitiva e identificou seis aproveitamentos. O inventário resultou em 96,3 MW instalados, tendo sido limitado a montante pela existência de um alagamento ou reservatório naquele trecho do curso do rio (Correcta & EPP 2008).

As PCHs previstas localizam-se nos municípios de Coronel Domingos Soares, Bituruna e Palmas e representam os aproveitamentos de n.º 1 a 6 do Complexo Hidrelétrico do Rio Iratim (Tabela 1).

Tabela 1 – Aproveitamento hidrelétrico do Rio Iratim

N	Aproveitamento	Distância da foz (km)	Área de drenagem (km ²)	Nível de montante (m)	Nível de jusante (m)	Potência (MW)	Reservatório (km ²)
1	Foz do Estrela	21	1.592	675	610	29,5	1,81
2	Engenho Velho	32	1.246	709	681	10,1	2,08
3	Catanduva	47	1.069	766	709	17,6	0,7
4	Vista Alegre	57	995	810	766	12,7	1,57
5	Paiol Grande	86	664	900	837	12	0,51
6	Faxinal dos Santos	102	556	990	900	14,4	4,72
	Total					96,3	

Fonte: Correcta & EPP (2008)

As futuras PCHs distarão entre 21 e 102 km da foz do Rio Iratim e contarão com reservatórios de 0,51 a 4,72 km² para potência instalada de 10,1 a 29,5 MW, com área de drenagem de 556 a 1.592 km² e desníveis variados entre os setores montante e jusante dos empreendimentos (Tabela 1).

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO IRATIM

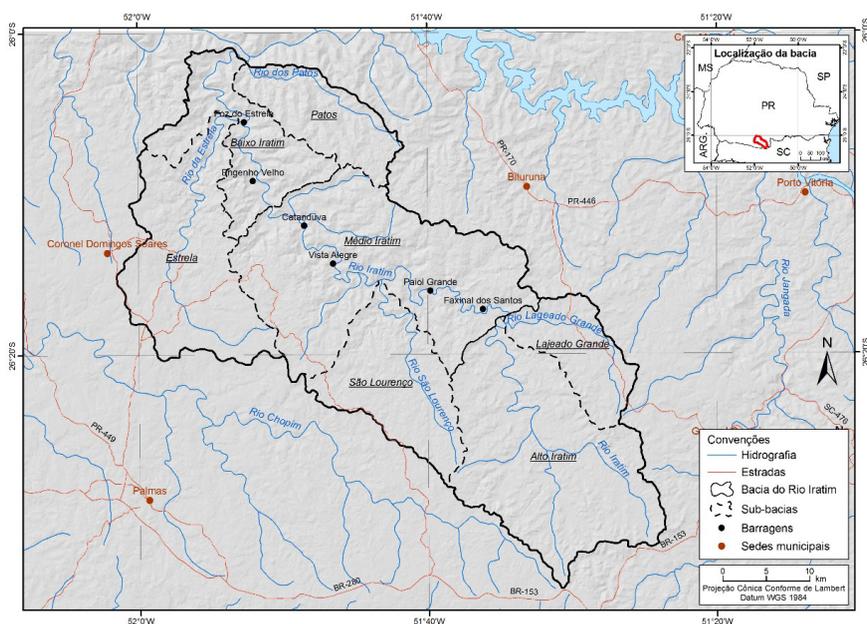
A Bacia Hidrográfica do Rio Iratim possui área de drenagem de 1.815,1 km²¹, com declividade média que varia de 3,1 a 3,4 m/km, largura média de 24,5 km e perímetro de 246,1 km, o que resulta num coeficiente de compacidade de 1,63 e fator de forma de 0,08, valores que indicam tratar-se de bacia alongada com menor propensão a enchentes. O Rio Iratim possui curso bastante acidentado e talvegue que apresenta desnível total de 630 m em extensão aproximada de 150 km, com diversas corredeiras e saltos ao longo de seu percurso.

O principal afluente do Rio Iratim é o Rio da Estrela, localizado na sua margem esquerda, próximo à foz do Rio Iguçu. Destacam-se na bacia outros afluentes importantes, como os rios São Lourenço, Lajeado Grande e dos Patos.

Com base nas curvas de nível da base topográfica disponível na escala 1:50.000, foi possível delimitar as sub-bacias desses rios principais, assim como dividir o trecho restante do Rio Iratim em três sub-bacias, do alto, do médio e do baixo Iratim, o que compõe um total de sete sub-bacias (Figura 2, Tabela 2).

¹ Segundo cálculos fundamentados na delimitação efetuada com base em dados da base topográfica na escala 1:50.000. Outros valores apresentados pela empresa Correcta no relatório de inventário do Rio Iratim correspondem a 1.825 e 1.794 km².

Figura 2 – Bacia Hidrográfica do Rio Iratim com sub-bacias e localização das pequenas centrais hidrelétricas



Fonte: primária

Tabela 2 – Sub-bacias do Rio Iratim e respectivas áreas

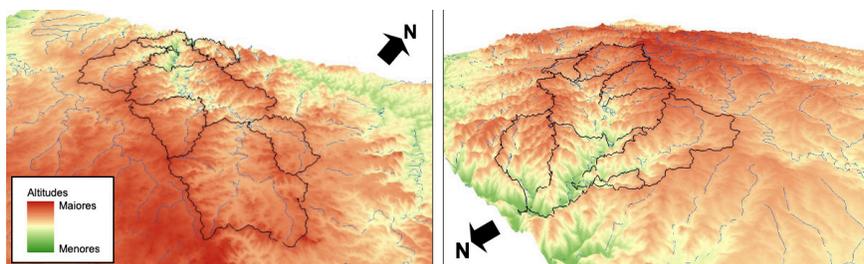
Sub-bacia	Área (km ²)	%
Médio Iratim	477,5	26,3
Alto Iratim	422,0	23,3
Estrela	292,6	16,1
São Lourenço	198,9	11,0
Baixo Iratim	175,5	9,7
Patos	131,3	7,2
Lajeado Grande	117,2	6,5
Total	1.815,1	100

Fonte: primária

A maior sub-bacia, do médio Iratim, perfaz uma área de 477,5 km², o que corresponde a 26,3% do total da bacia hidrográfica, ao passo que a menor sub-bacia possui área de 117,2 km², equivalente a 6,5% do total da bacia (Figura 2, Tabela 2).

A bacia do Rio Iratim possui forma alongada, com a base voltada para noroeste, é assimétrica quando considerado o eixo do canal principal e desenvolve-se no sentido SE-NO, em concordância com os principais lineamentos geológicos regionais (Figuras 2 e 3).

Figura 3 – Modelo tridimensional da bacia do Rio Iratim destacando a compartimentação topográfica nas sub-bacias, em visadas SE-NO (esquerda) e NO-SE (direita)



Fonte: primária

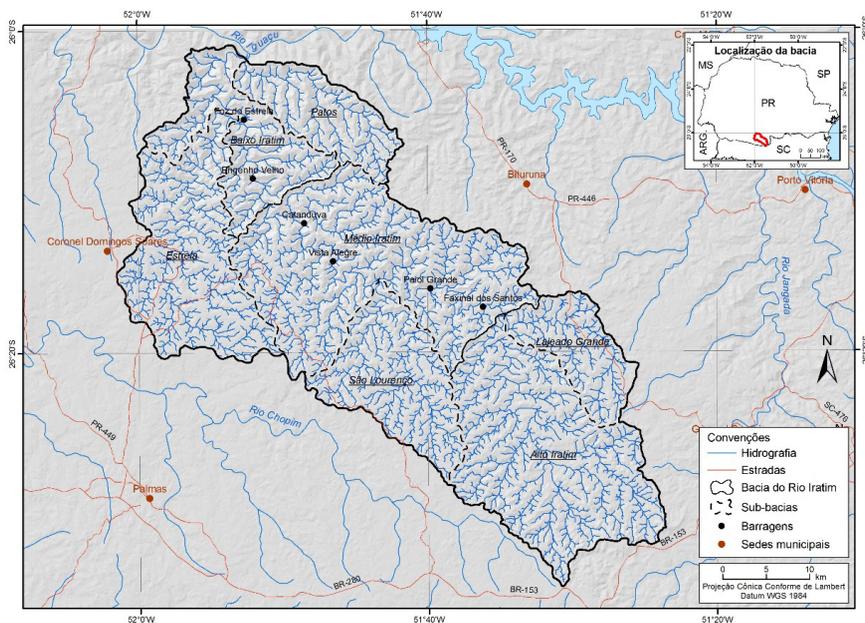
As sub-bacias dos rios São Lourenço e Lajeado Grande, assim como a do alto Iratim, encontram-se nos trechos mais elevados, onde a amplitude topográfica é menor. A sub-bacia do médio Iratim é marcada, na sua parte central, pelo início do grande entalhe da superfície promovido pelo Rio Iratim, que tem continuidade e predomina na sub-bacia do baixo Iratim. A sub-bacia do Rio da Estrela apresenta entalhe fluvial menos pronunciado, que se acentua na sua porção jusante, ao passo que a sub-bacia do Rio dos Patos exhibe maior entalhe ao longo de todo o percurso do rio principal (Figura 3).

O progressivo aprofundamento do entalhe fluvial do Rio Iratim em direção ao vale do Rio Iguaçu promove a concentração das maiores declividades da bacia no seu setor jusante. Tal característica impõe forte controle estrutural à rede hidrográfica,

que se verifica em termos de padrões e propriedades. Na bacia hidrográfica e seu entorno, nota-se padrão de drenagem principalmente dendrítico (Figura 4).

No entanto o exame mais detalhado da rede hidrográfica da bacia, na escala 1:50.000, permite observar padrões dendrítico e paralelo com propriedades referentes a alto grau de integração, média densidade de drenagem e tropia tridirecional, com algumas assimetrias (Figura 4). Destacam-se na área rios retilinizados encaixados nos principais alinhamentos estruturais nos sentidos SE-NO e NE-SO, a exemplo dos rios Iratim, Estrela, São Lourenço e Lajeado Grande.

Figura 4 – Rede hidrográfica da bacia do Rio Iratim, escala 1:50.000



Fonte: primária

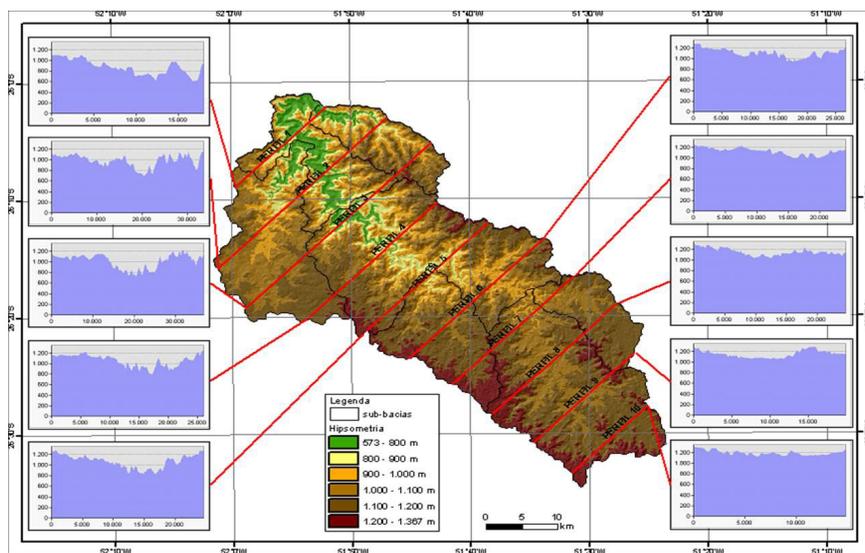
A bacia do Rio Iratim conta com 2.657 km de canais fluviais de ordens diversas, conforme a hidrografia da base topográfica na escala 1:50.000. Para a área da bacia de 1.815,1 km², a densidade de drenagem é de 1,46 km/km², considerada de nível médio.

A compartimentação topográfica da bacia do Rio Iratim indica a existência de condições ambientais distintas que influenciam sobremaneira a ocorrência de tipos de solos, a distribuição da vegetação e, por conseguinte, a dinâmica hidrológica.

A segmentação da bacia em perfis transversais (Figura 5) evidencia a gradual diminuição das cotas altimétricas de sudeste para nordeste e o progressivo entalhe da superfície também no mesmo sentido.

Pode-se observar na Figura 5 que as áreas mais elevadas da bacia se situam entre os perfis 10 e 6, em que a amplitude topográfica é pequena e permite maior retenção de água na subsuperfície, condições ideais para as áreas de cabeceiras que representam.

Figura 5 – Cortes transversais na bacia do Rio Iratim mostrando o entalhamento da superfície, que possibilita diferentes condições de escoamento superficial



Fonte: primária

No trecho compreendido entre os perfis 5 e 3, vê-se o progressivo entalhe da superfície, que cria condições para maior escoamento superficial e subsuperficial e, assim, para o progressivo aumento de volume dos rios.

As PCHs previstas estão majoritariamente contidas entre os perfis 6 e 2 (Figuras 2 e 5), nas sub-bacias do médio e baixo Iratim, em áreas onde o gradiente topográfico é pronunciado, porém não abrupto, fato que concentra e direciona os fluxos hídricos superficiais e subsuperficiais para os cursos fluviais, promovendo seu aumento em volume e velocidade.

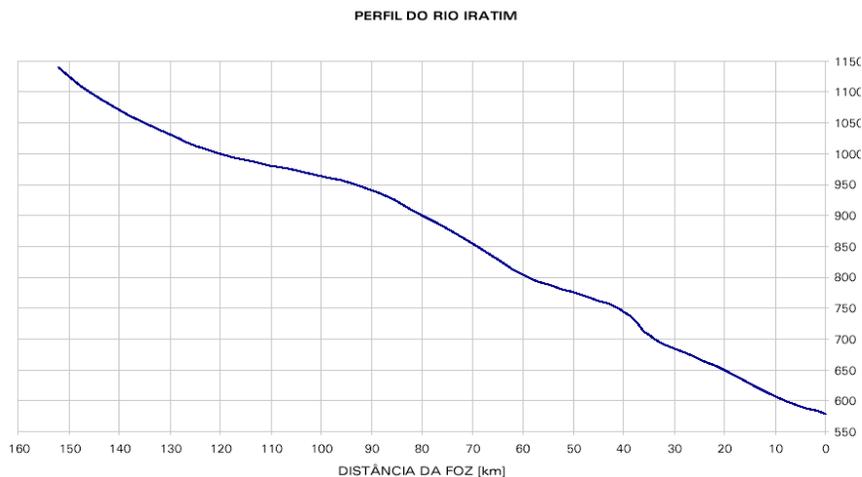
As áreas compreendidas entre os perfis 2 e 1 apresentam divisores topográficos pronunciados e vales fluviais mais amplos, o que, considerando o maior volume e a menor velocidade das águas, possibilita o desenvolvimento de meandramento no Rio Iratim.

Por fim, observa-se na sequência dos perfis de 10 a 1, ou de montante para jusante, a tendência de concentração das maiores cotas altimétricas no lado esquerdo da bacia, o que implica pequena assimetria quanto ao comprimento dos principais canais fluviais.

As características potamográficas e o pequeno porte do rio conduziram à identificação de aproveitamentos hidrelétricos vinculados aos saltos e corredeiras formadores de quedas naturais, associadas às conformações sinuosas do rio, tendo-se descartado soluções com quedas formadas por altura de barragem, que necessariamente resultariam em alagamentos e custos elevados de aproveitamento (Correcta & EPP 2008, p. 125).

O perfil longitudinal do Rio Iratim, elaborado por Correcta & EPP (2008) com base nas cartas topográficas Palmas e União da Vitória, na escala 1:100.000, com curvas de nível em equidistância de 50 m, evidencia importante gradiente topográfico desenvolvido, conforme observado na Figura 6 e na Tabela 3.

Figura 6 – Perfil longitudinal do Rio Iratim



Fonte: Correcta & EPP (2008)

Tabela 3 – Elevações no perfil longitudinal do Rio Iratim e respectivas distâncias da foz

Elevação (m)	Distância da foz (km)
580	0
600	8
650	20
700	34
750	41
800	59
850	69
900	80
950	93
1.000	120
1.051	135
1.100	146
1.140	152

Fonte: Correcta & EPP (2008)

Tal desnível é reflexo do condicionamento estrutural da bacia, que assume os lineamentos regionais no sentido SE-NO e cujas áreas de cabeceira se situam não distantes do início do terceiro planalto, que é o trecho com as maiores elevações nessa parte da bacia do Rio Paraná. O Rio Iratim segue percurso aproximadamente paralelo ao do Rio Chopin e mesmo ao do Rio Iguaçu, chegando a assemelhar-se a uma continuidade deste quando observado em um contexto mais amplo (Figura 1).

Nos trechos situados na parte montante da bacia ocorrem diversas áreas de acúmulo de água junto à superfície, que formam brejos (Figura 7). Nos trechos central e jusante da bacia o Rio Iratim apresenta leito amplo, ora com fluxo turbulento em regime supercrítico (rápido) por causa de pequenos desníveis, ora com fluxo laminar (não turbulento) em regime subcrítico (tranquilo) nas áreas de menor gradiente topográfico (Figura 8).

Figura 7 – Áreas encharcadas em setores da parte montante da bacia



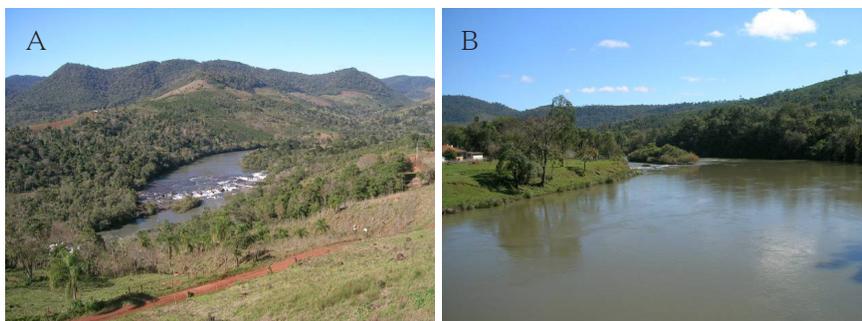
Fonte: primária

O cálculo dos principais índices hidrológicos efetuados por Correcta & EPP (2008) aponta as seguintes características físicas da bacia²:

² Valores calculados com base na hidrografia de mapeamentos em menor escala, que difere da rede hidrográfica da base topográfica na escala 1:50.000.

- A ordem do Rio Iratim é igual a 5, refletindo alto grau de ramificação;
- A extensão do percurso superficial, que define a distância média de escoamento da água de chuva sobre os terrenos da bacia, é igual a 0,51 km;
- A sinuosidade do Rio Iratim, de 2,22, é elevada, constituindo fator controlador da velocidade de escoamento;
- A declividade máxima da bacia é de 0,0073 m/m.

Figura 8 – Aspectos do fluxo hídrico ao longo do trajeto do Rio Iratim



Fonte: primária

Adicionalmente, o relatório informa:

A caracterização da bacia foi feita pelo coeficiente de compacidade, relação entre o perímetro e a circunferência de mesma área, e pelo fator de forma, que em conjunto podem indicar sua propensão a enchentes. O coeficiente de compacidade mais próximo da unidade sinaliza a tendência a enchentes. O valor encontrado para a bacia em estudo é 1,46³, o que indica baixa propensão a enchentes. Quanto menor o fator de forma, menor a tendência a enchentes. O fator de forma 0,08 confirma esta tendência (Correcta & EPP 2008, p. 96).

³Valor calculado pelo autor é de 1,63.

VAZÕES E QUALIDADE DA ÁGUA

O estudo das vazões médias diárias e mensais no Rio Iratim foi feito pela empresa que efetuou seu inventário hidrelétrico, com base em dados históricos de vazões da estação Solais Novo, localizada próximo à foz do rio, extrapolados para as futuras PCHs. Como exemplo, para a PCH Engenho Velho, os dados em série histórica de 1956 a 2007 indicam valores de vazão significativos, com média mensal de 38,73 m³/s, sendo a vazão média máxima mensal de 379,90 m³/s, registrada em julho de 1983, e a média mínima mensal de 3,50 m³/s, apontada em maio de 2006 (Figura 9).

Figura 9 – Vazões médias mensais calculadas para a área da pequena central hidrelétrica Engenho Velho

HIDROGRAMA DAS VAZÕES MÉDIAS MENSAIS EM ENGENHO VELHO													
Vazões em m ³ /s													
ANO	JAN	FEV	MAR	ABR	MAI	JUN	JUL	AGO	SET	OUT	NOV	DEZ	Média anual
1956	39,20	37,50	17,10	42,90	68,90	29,90	19,50	32,00	30,40	12,70	3,50	6,60	28,35
1957	17,30	32,60	10,10	22,90	23,70	52,40	104,80	160,60	143,40	42,40	40,50	21,10	55,98
1958	10,70	9,30	40,60	24,60	4,40	18,00	22,40	44,40	80,60	36,40	26,70	46,40	30,38
1959	14,30	34,30	29,70	16,20	24,60	31,90	24,30	24,80	25,90	20,40	11,70	10,60	22,39
1960	14,20	18,40	8,70	20,20	13,80	12,60	10,90	19,10	23,60	43,70	49,00	15,60	20,82
1961	20,30	12,20	85,30	46,50	49,60	27,80	12,90	4,00	68,50	55,80	43,50	34,60	38,42
1962	18,90	29,80	29,00	11,90	21,10	31,50	15,20	7,30	35,90	62,90	18,40	5,80	23,98
1963	23,20	44,60	30,40	22,90	20,00	13,70	6,30	4,80	9,30	77,50	83,50	35,40	30,97
1964	16,70	22,20	18,70	22,00	51,90	30,30	36,10	50,00	43,90	19,30	14,10	10,70	27,99
1965	17,90	21,60	18,90	21,00	68,80	35,80	82,10	32,80	33,40	84,80	71,10	48,80	44,75
1966	27,80	52,60	39,30	14,80	14,80	38,80	44,30	19,60	50,20	47,20	33,90	30,40	34,48
1967	27,00	36,40	67,00	20,80	11,60	37,70	23,10	25,50	26,10	11,80	21,30	53,10	30,12
1968	17,70	9,70	12,10	15,80	14,50	11,90	27,10	11,40	13,20	12,20	25,30	40,60	17,63
1969	33,60	20,10	25,50	64,70	46,40	94,40	45,00	18,60	18,80	41,30	28,60	22,80	38,32
1970	19,20	25,40	18,10	14,70	26,80	74,00	60,10	18,30	36,50	30,30	9,00	41,90	31,19
1971	69,50	35,70	34,10	39,00	69,10	85,80	55,60	28,40	17,10	18,70	3,90	8,80	38,81
1972	18,90	70,10	27,20	42,50	9,80	41,10	50,20	100,10	137,60	75,00	36,60	32,50	53,47
1973	34,40	67,70	48,10	24,70	54,50	78,80	68,20	76,50	84,10	67,30	32,40	24,20	55,08
1974	18,20	30,50	11,70	10,80	8,50	34,10	51,90	21,30	35,40	17,60	25,90	19,70	23,80
1975	24,40	26,20	33,70	15,30	11,90	14,90	17,20	23,10	56,70	76,10	45,50	63,40	34,03
1976	27,10	19,30	27,60	31,10	25,30	72,00	34,00	59,70	30,80	19,20	41,70	18,10	33,83
1977	22,90	19,40	47,80	37,50	12,50	28,50	32,30	39,70	31,40	37,00	35,50	30,70	31,27
1978	10,30	7,00	18,70	4,00	12,20	13,00	39,50	32,20	26,40	15,50	19,60	25,40	18,65
1979	10,20	6,90	18,10	24,40	104,90	34,40	24,60	34,40	33,50	83,80	66,40	35,40	39,75
1980	32,30	15,50	44,60	24,60	39,70	31,90	45,50	43,70	55,00	24,60	17,70	27,20	33,53
1981	45,80	57,40	30,80	30,00	30,30	29,60	18,30	9,10	16,40	28,10	28,50	38,90	30,27
1982	16,40	29,70	13,60	4,40	17,90	52,20	119,50	41,20	19,60	46,50	133,60	48,00	45,22
1983	28,60	29,20	77,50	51,60	179,20	130,50	379,90	77,90	71,80	65,80	59,90	24,00	97,99
1984	18,90	9,40	16,70	34,40	36,10	96,60	40,90	139,00	53,60	32,00	64,10	40,30	48,47
1985	13,50	52,60	31,70	77,00	33,80	27,50	26,30	18,00	16,80	22,30	45,40	7,20	31,04
1986	15,60	84,30	39,20	63,40	56,30	54,20	21,90	46,60	41,70	44,50	34,20	20,90	43,57
1987	9,20	31,10	22,60	22,50	178,60	99,40	63,40	23,20	11,90	29,60	20,90	9,20	43,47
1988	5,90	12,90	30,70	14,00	116,90	66,20	24,10	4,70	4,90	33,60	19,00	20,30	29,43
1989	52,40	78,60	36,70	29,60	58,00	17,30	27,90	42,90	108,10	45,80	21,80	8,60	43,98
1990	45,20	35,80	19,00	67,30	63,30	148,50	66,70	67,20	58,70	56,50	41,50	33,70	58,62
1991	11,20	12,40	8,80	23,70	18,00	58,80	40,80	27,40	6,50	28,80	33,30	28,20	24,83
1992	20,50	10,90	19,10	22,90	112,70	96,50	102,90	45,90	45,00	25,40	35,70	22,20	46,64
1993	20,90	22,50	23,00	26,50	73,40	46,50	38,60	22,90	43,80	79,00	19,80	21,80	36,56
1994	6,80	30,20	23,00	9,90	54,80	76,40	88,40	26,00	17,80	21,00	46,80	28,40	35,79
1995	108,20	42,10	28,90	23,80	10,10	23,10	53,20	16,80	46,00	66,20	15,90	13,50	37,32
1996	46,40	57,10	68,30	46,00	7,80	50,60	82,40	32,10	49,90	91,40	45,40	42,10	51,63
1997	30,90	112,60	41,50	13,20	38,50	91,10	53,00	95,00	34,70	124,20	117,50	42,40	66,22
1998	44,50	66,70	65,70	184,40	88,50	32,80	40,20	110,50	98,90	120,70	22,30	30,80	75,50
1999	27,80	28,10	15,40	32,20	16,50	64,90	73,10	13,90	22,10	69,50	14,40	11,10	32,42
2000	15,40	28,60	49,10	30,20	40,40	25,60	47,10	22,50	105,00	68,90	22,20	9,70	38,73

Continua...

Continuação da figura 9

2001	39,30	135,80	64,00	36,50	34,00	55,50	44,70	26,10	19,00	99,80	58,50	21,70	52,91
2002	15,70	12,80	15,70	7,50	52,10	34,80	17,60	31,90	46,90	47,40	72,20	43,10	33,14
2003	9,10	17,60	36,20	20,40	13,80	52,70	26,20	10,10	7,60	16,60	41,80	79,80	27,66
2004	51,80	13,10	13,80	14,30	49,80	45,40	57,80	31,30	32,00	70,10	82,30	16,80	39,88
2005	24,50	5,40	10,80	30,50	69,10	85,40	44,70	20,80	91,20	128,90	43,60	8,10	46,92
2006	14,10	18,00	16,40	18,00	3,50	3,60	9,10	22,80	33,90	26,50	14,50	18,60	16,58
2007	31,10	18,60	30,80	75,70	134,80	36,00	29,90	17,40	6,50	28,10	54,40	30,30	41,13
2008													
Máxima	108,20	135,80	85,30	184,40	179,20	148,50	379,90	160,60	143,40	128,90	133,60	79,80	97,99
Média	26,08	33,82	30,98	31,65	46,11	49,56	49,84	37,99	43,42	49,05	38,75	27,49	38,73
Mínima	5,90	5,40	8,70	4,00	3,50	3,60	6,30	4,00	4,90	11,80	3,50	5,80	16,58
Máxima	379,90				Mínima	3,50				QMLT	38,73		

Fonte: Correcta & EPP (2008)

O índice de qualidade da água adotado pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (Cetesb) e outros órgãos e instituições é composto dos parâmetros oxigênio dissolvido (OD), variação de temperatura, pH, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitratos, fosfatos, turbidez, coliformes fecais e sólidos suspensos. Tais parâmetros foram analisados com base na amostragem efetuada no mês de setembro de 2009 em dez diferentes pontos na bacia do Rio Iratim (Tabela 4).

Haja vista as classes definidas pela Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) n.º 357/2005 (Brasil 2005), observa-se na Tabela 4 que o parâmetro DBO se encontrava acima do limite para as classes I e II no ponto amostral 4, estando entre os limites de ambas as classes no ponto 1 e no limite delas no ponto 8. O parâmetro sólidos suspensos estava fora do limite para as duas classe em todos os pontos, no entanto, como se tratava de valores muito baixos, foi considerado como virtualmente ausente. Os valores foram elevados somente no ponto 3. O parâmetro turbidez apresentava-se próximo ao limite para a classe I apenas no ponto 3.

Tabela 4 – Parâmetros analisados do índice de qualidade da água

Ponto amostral	Turbidez (NTU)	pH	OD (mg/L)	DBO (mg/L)	Sólidos suspensos (mg/L)	Fósforo total (mg/L)	Coliformes fecais (NMP/100 ml)
1	1	6,46	11,0	3,6	1	0,05	17,8
2	4	6,49	9,7	2,9	2	0,08	2,2
3	37	6,55	10,1	1,0	22	0,93	2,2
4	1	6,62	10,2	7,0	3	0,02	< 2,2
5	2	6,59	9,9	2,1	4	0,01	< 2,2
6	6	6,57	10,6	2,0	3	0,12	2,2
7	2	6,62	9,4	2,0	3	0,11	2,2
8	2	6,82	9,7	3,0	3	0,29	2,2
9	3	6,92	8,6	1,0	3	0,34	2,2
10	2	6,46	8,7	2,8	2	0,09	< 2,2
Limites Classe I*	40	6 a 9	> 6,0	< 3	VA	0,1	200
Limites Classe II*	100	6 a 9	> 5,0	< 5	VA	0,1	1.000

* Segundo Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Conama) n.º 357/2005 (Brasil 2005); OD: oxigênio dissolvido; DBO: demanda bioquímica de oxigênio; VA: valor ausente

Fonte: primária

Quanto ao parâmetro fósforo, a amostragem efetuada identificou valores sempre abaixo do limite máximo permitido para a classe I, no entanto os valores diferiram bastante entre os pontos amostrados, sendo os valores registrados na sub-bacia do Rio Estrela substancialmente inferiores aos das outras sub-bacias. O valor mais elevado (0,93 mg/L, ponto 3), verificado no setor jusante da bacia do Rio Iratim, é 93 vezes superior àquele encontrado no setor montante da sub-bacia do Rio da Estrela (0,01 mg/L, ponto 5) e 46 vezes mais alto ao valor registrado no setor jusante da mesma sub-bacia (0,02 mg/L, ponto 4).

Ainda que os dados laboratoriais tenham indicado valores relativamente baixos de turbidez, observou-se em campo situação diversa. Quase todos os cursos d'água, de diferentes portes e em todos os ambientes da bacia, se apresentavam bastante turvos, não sendo possível enxergar o leito fluvial mesmo em rios com pouca profundidade (Figura 10). As amostras foram coletadas em dias sem chuva.

Tal situação sugere que a área tem grande capacidade de disponibilização de sedimentos em suspensão para rede hidrográfica, fato que deverá ser mais bem investigado em momento posterior.

Por fim, é importante observar que os dados obtidos foram baseados em amostragem pontual e única ocorrida no início do período de chuvas, o que pode não ser representativo para as condições dos corpos hídricos ao longo do ano. Trata-se, assim, de um recorte temporal e espacial que, embora limitado, pode dar indícios importantes sobre a qualidade dos recursos hídricos da bacia do Rio Iratim.

Figura 10 – Turbidez elevada em cursos d’água de diferentes partes na bacia do Rio Iratim



Fonte: primária

IMPACTOS AMBIENTAIS

A Lei n.º 13.097, de 20 de janeiro de 2015 (Brasil 2015), estabelece critérios para o enquadramento de empreendimentos hidrelétricos na condição de PCHs. As futuras PCHs enquadram-se nesses critérios e respondem juntas por uma potência instalada de 96,3 MW, a serem acrescentados aos 273,75 MW instalados em 29 PCHs no estado do Paraná⁴.

As PCHs são importantes para o sistema elétrico nacional pelo fato de apresentarem menor custo de implantação e impacto ambiental normalmente inferior ao das grandes centrais hidrelétricas. Assim, recebem tratamento diferenciado por parte do órgão regulador, que dispensa a licitação para obtenção da concessão, devendo, no entanto, comprovar a viabilidade ambiental do empreendimento.

A área dos empreendimentos e do entorno inclui práticas e tipologias de uso da terra potencialmente impactantes ao sistema hidrográfico local. Entre essas práticas, destacam-se:

⁴Segundo dados de 2017 da Aneel, disponíveis em: <http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/ResumoEstadual/GeracaoTipoFase.asp>. Acesso em: agosto/2017.

- Áreas de reflorestamento: ocupam significativas extensões de terra na área de algumas PCHs e entorno. Em geral, não respeitam os limites legais de áreas de preservação permanente, permitem a exposição de grandes áreas por ocasião do corte raso, com impactos significativos sobre a instalação de processos erosivos e balanço sedimentar dos cursos d'água, e a abertura de estradas por ocasião do corte das árvores pode também impactar negativamente o meio físico pela concentração de fluxos hídricos superficiais;
- Atividade agrícola: ocorre em toda a área das PCHs e do entorno. Quando não adota práticas preservacionistas, pode promover a remoção da cobertura vegetal nativa em áreas inapropriadas e impactar a qualidade das águas superficiais e subterrâneas pelo uso inadequado de agroquímicos e abandono de suas embalagens;
- Pastagens: dão-se em vários trechos das áreas das PCHs e do entorno. Podem permitir a instalação de processos erosivos em função da formação de terracetes pelo pisoteio do gado.

Os impactos ambientais advindos da implantação das PCHs podem ser analisados segundo a fase do empreendimento: implantação e operação.

Possíveis impactos na fase de implantação

Redução da qualidade das águas superficiais e subsuperficiais em razão da implantação do canteiro de obras

Durante a fase de implantação dos projetos, deve ser considerada a alteração da qualidade de água superficial e subsuperficial em função da mudança do padrão de cobertura do solo e de sua utilização em cada etapa da obra.

É preciso salientar a possível contaminação das águas superficiais e subsuperficiais por causa de vazamentos de combustíveis ou de qualquer outro produto usado nas máquinas em operação na obra, bem como a contaminação das águas em virtude do tratamento incorreto dos efluentes gerados ao longo da construção dos empreendimentos. Esses vazamentos podem ocasionar a presença de vetores, emissão de maus odores, alteração das características químicas do solo, modificação das características físico-químicas das águas subterrâneas e superficiais, além de alteração da flora e fauna aquáticas.

Remoção da cobertura vegetal nativa

A remoção da cobertura vegetal nativa para a instalação do canteiro de obras, construção e alargamento de estradas e enchimento do reservatório constitui importante impacto sobre os recursos hídricos. Tal remoção pode ocasionar a instalação e aceleração de processos erosivos e o assoreamento dos cursos d'água e do reservatório e também causar instabilidade nas vertentes no entorno dos empreendimentos.

Possíveis impactos na fase de operação

Mudança do nível de base local

O enchimento dos reservatórios dos empreendimentos pode ocasionar mudança do nível de base das sub-bacias hidrográficas dos principais rios da bacia em questão, especialmente no contexto local, o que implica a alteração do perfil de equilíbrio dos rios e do equilíbrio dinâmico natural de seus tributários. A elevação do nível de base local induz o rio principal e seus afluentes a buscar um novo perfil de

equilíbrio via deposição de sedimentos na calha fluvial a montante dos reservatórios, como resposta à alteração na capacidade de transporte sólido.

Tal situação pode ocasionar impactos importantes ao longo dos canais fluviais próximos aos reservatórios, mas é geralmente negligenciada dado o longo tempo de resposta do meio natural a esse tipo de impacto, que pode variar de anos a décadas.

Mudança no nível freático local

A alteração do nível de base promove a mudança do nível da superfície piezométrica local, o que, por sua vez, leva à elevação do nível do lençol freático. Essa alteração eleva o nível da franja capilar adjacente ao nível freático, expondo assim as águas subsuperficiais a um contato mais direto e intenso com materiais superficiais, o que pode resultar na alteração de sua qualidade.

Adicionalmente, a flutuação do nível do freático local incorre em mudança geoquímica de ambientes oxidantes para ambientes redutores, em razão do alagamento da área dos reservatórios e adjacências. Essa mudança de situação altera as reações geoquímicas locais, o que pode afetar diretamente a estabilidade de materiais inconsolidados de áreas próximas aos reservatórios.

AVALIAÇÃO AMBIENTAL

A implantação dos empreendimentos possivelmente promoverá alterações de natureza ambiental na área de sua instalação e entorno, talvez com reflexos na região em que se inserem. Há chance real de ocorrência dos impactos ambientais já apresentados, porém com intensidade ainda não conhecida.

As respostas do meio natural a um estímulo, positivo ou não, podem ser incertas, variadas e pluridirecionais.

Assim, a região será negativamente impactada com a implantação dos projetos, contudo, dadas as dimensões físicas envolvidas, o impacto geral poderá ser pequeno e mitigado por meio de programas ambientais se devidamente monitorado. Tais programas representarão um avanço para a preservação ambiental em nível mais amplo, pela difusão da cultura da preservação e conservação. Esse é um ganho significativo e um dos impactos mais positivos dos empreendimentos.

Numa situação futura sem a presença dos empreendimentos, supõe-se a manutenção das tendências históricas de desenvolvimento dos municípios envolvidos. Nesse aspecto, deve ser ressaltada a continuidade dos processos já observados de degradação do ambiente natural mediante práticas inadequadas de uso da terra e a exploração desordenada e predatória dos territórios municipais.

No processo de avanço das atividades humanas em detrimento do ambiente natural, observam-se a contaminação dos recursos hídricos superficiais e subsuperficiais, a supressão da cobertura vegetal natural, a instalação de processos erosivos, a eliminação de mata ciliar, o avanço das áreas de reflorestamento, a contaminação do solo por agroquímicos, entre outros.

Por outro lado, a não implantação dos empreendimentos será benéfica para a manutenção da mata nativa de fundo de vale, a ser removida ou destruída pelo enchimento dos reservatórios, bem como para a não instalação dos impactos ambientais anteriormente elencados.

O tamanho e a abrangência dos empreendimentos não favorecem a disseminação dos programas ambientais previstos para o restante do município, pois têm foco sobretudo local, mas servem como exemplo para implementação de políticas municipais de proteção e conservação ambiental.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A instalação dos empreendimentos implicará impactos positivos e negativos, com influência local e regional. Deve-se inicialmente ressaltar a importância da construção de PCHs para a ampliação da matriz energética hidrelétrica brasileira. É prevista por especialistas uma futura escassez de energia elétrica no país em função da dificuldade de instalação de novos projetos de grandes usinas hidrelétricas. A solução de instalação de PCHs, considerando seu impacto ambiental reduzido, pode constituir efetivo auxílio na solução de um futuro problema.

Por outro lado, a construção de PCHs poderia disseminar pontualmente, por todo o território nacional, impactos ambientais que estariam concentrados com a criação de usinas hidrelétricas de maior porte. Não há no momento uma resposta pronta e definitiva para a questão.

A implantação das PCHs previstas impõe, a princípio, impactos menores ao ambiente natural. Caso devidamente monitorada, poderá representar, por essa ótica, contribuição ainda que pequena ao sistema energético estadual e nacional.

REFERÊNCIAS

Agência Nacional de Energia Elétrica (Aneel). 1998. Resolução n.º 395, de 4 de dezembro de 1998. Brasil: Aneel.

Brasil. 2015. Lei n.º 13.097, de 20 de janeiro de 2015.

Brasil. Conselho Nacional do Meio Ambiente. 2005. Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005.

Companhia Paranaense de Energia (Copel). Portal. Disponível em: <http://www.copel.com/hpcopel/geracao/informacoes.jsp>. Acesso em: agosto/2017.

Correcta Consultoria e Projetos de Engenharia & Empresa Paranaense de Participações (EPP). 2008. Complexo Hidrelétrico Rio Iratim. Aproveitamento Hidrelétrico Engenho Velho - Iratim 2. Relatório do Projeto Básico. 348 p.

Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (Sema). 2010. Bacias Hidrográficas do Paraná – Série Histórica. Curitiba: Sema. 140 p.

CAPÍTULO 6

MACRÓFITAS AQUÁTICAS COMO BIOINDICADORES DA QUALIDADE DE ÁGUAS FLUVIAIS

João Carlos Ferreira de Melo Júnior
Universidade da Região de Joinville (Univille)

MACRÓFITAS AQUÁTICAS

Ao longo do desenvolvimento da ciência limnológica, vários conceitos foram propostos para designar os vegetais associados aos ambientes aquáticos. Raunkiaer (1934) denominou de hidrófitas as plantas submersas e as de folhas flutuantes, excluindo as plantas emersas. Iversen (1936) utilizou o termo limnófitos para tratar de vegetais superiores de água doce, excluindo os de água salobra e de água salgada. Sculthorpe (1967) chamou as macrófitas aquáticas de hidrófitas vasculares, excluindo as macroalgas, as briófitas e as pteridófitas. De maneira mais abrangente, Lins et al. (1989) adotaram macrófitas como plantas herbáceas que vivem na água, em solos cobertos com água ou em solos saturados. Atualmente, aceita-se considerar macrófitas aquáticas todos os vegetais (Charophyta, Bryophyta, Pteridophyta e Spermatophyta) cujas partes fotossintetizantes ativas estão permanentemente, ou por diversos meses, todos os anos, total ou parcialmente submersas ou flutuantes em água doce ou salobra e visíveis a olho nu (Cook 1974, Fasset 1957, Irgang & Gastal Jr. 1996).

As macrófitas aquáticas são plantas que durante o processo evolutivo retornaram do ambiente terrestre para o aquático,

desenvolvendo, então, diferentes estruturas morfoanatômicas necessárias à vida na água. Dessa forma, conseguiram colonizar variados ambientes, como fitotelmos, fontes termais, cachoeiras, lagos, lagoas, rios, córregos, estuários e até mesmo baías e recifes de corais (Sculthorpe 1967, Esteves 1998).

Em razão da maior homogeneidade térmica dos ambientes aquáticos em relação aos ecossistemas terrestres, pode-se dizer que as macrófitas aquáticas apresentam distribuição geográfica cosmopolita, exceto algumas famílias, com distribuição mais restrita (Esteves 1998). Pesquisas realizadas em regiões temperadas e tropicais indicam que as macrófitas representam uma das comunidades mais produtivas dos ecossistemas aquáticos, estimando-se que nos ambientes tropicais sul-americanos cerca de 95% da biomassa total se concentra nessas plantas (Pompêo & Moschini-Carlos 2003). Destaca-se também a capacidade do grupo de gerar interferências no ambiente, sendo seu reflexo percebido pela formação de grandes nichos ecológicos para espécies faunísticas, redução da turbulência do corpo hídrico, ciclagem de nutrientes em partes profundas do sedimento, fornecimento de alimentos na cadeia herbívora e detritívora de espécies animais aquáticas e terrestres e fixação de nitrogênio por meio de associações com bactérias e algas perifíticas (Esteves 1998).

De modo mais amplo, as macrófitas aquáticas compõem um grupo potencial de emprego humano bastante diversificado, havendo a possibilidade do seu uso:

- no controle da poluição e/ou da eutrofização de ambientes aquáticos, por reduzir a concentração de compostos orgânicos, metais pesados, fosfatos e compostos nitrogenados;
- como fonte direta ou indireta de alimentos;
- como matéria-prima para a produção de medicamentos, utensílios domésticos e construção de moradias;
- como contemplação/recreação, por ser um elemento natural das paisagens;
- na produção de ração para gado;

- como fertilizantes naturais capazes de enriquecer o solo com nutrientes (Esteves 1998).

Murphy (2000) aponta o potencial das macrófitas aquáticas como organismos bioindicadores da qualidade das águas de determinado ecossistema, sendo o biomonitoramento realizado por meio de parâmetros como:

- presença ou ausência de certas espécies;
- tamanho da população ou comunidade;
- forma e atributos funcionais.

Entretanto tais dados devem ser precedidos de levantamentos florísticos e correlacionados com análises físico-químicas da água, levando-se à determinação do índice de qualidade da água fluvial.

No domínio territorial do bioma atlântico, vários rios têm seus cursos associados aos centros urbanos e muitos deles estão sob constante pressão antrópica. As atividades humanas no entorno desses rios trazem inúmeras consequências negativas, tais como a perda da diversidade biológica, alteração da paisagem natural e contaminação das águas. Não diferindo da situação observada em rios de vários municípios das regiões Nordeste e Sudeste brasileiras, no Sul do Brasil alguns rios estão historicamente associados ao desenvolvimento das cidades e, em função disso, revelam hoje em dia cenários degradantes. Na região nordeste do estado de Santa Catarina, destaca-se o Rio Cachoeira, que, por ter um trecho navegável, permitiu a colonização da cidade de Joinville no fim do século XIX. Atualmente, encontra-se poluído, comprometendo a qualidade de suas águas e a manutenção da biodiversidade fluvial. Suas principais fontes de poluição são os resíduos industriais, os esgotos domésticos, as águas de drenagem superficial, o lançamento de rejeitos sólidos, a retirada de grande parte da mata ciliar e a ocupação de áreas próximo das nascentes (Costa 2002).

Nesse contexto, são importantes os estudos sobre macrófitas aquáticas em ecossistemas aquáticos continentais, pois podem subsidiar a criação de planos de manejo de ambientes aquáticos já alterados pela ação antrópica (Thomaz & Bini 2003).

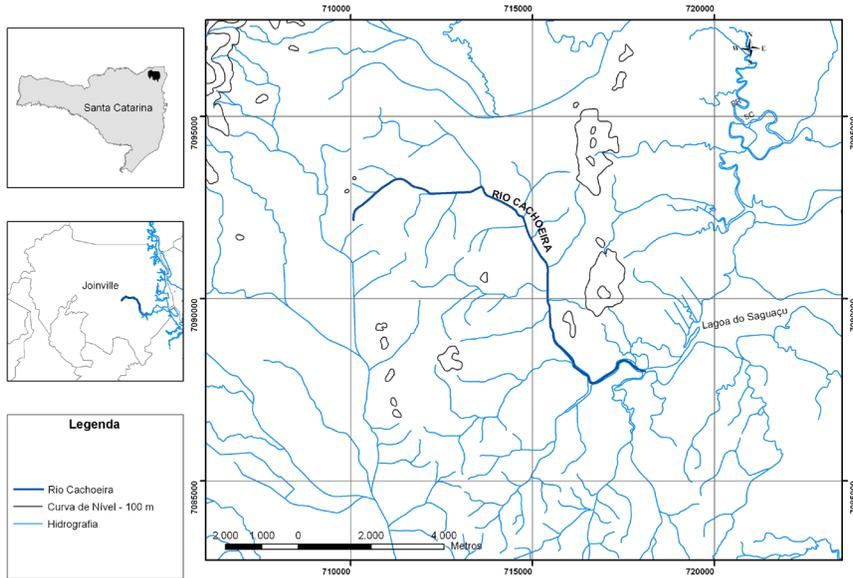
Segundo Hoehne (1979), Esteves (1998) e Pedralli (2003), as macrófitas aquáticas podem ser utilizadas como bioindicadores da qualidade da água em ambientes lóticos e lênticos, uma vez que se faz conhecida a florística da comunidade de plantas que habitam determinado corpo hídrico, assim como as condições físico-químicas que limitam sua ocorrência e seu crescimento (Pedralli 2003).

O presente estudo objetivou conhecer a diversidade específica de macrófitas aquáticas existente ao longo do curso do Rio Cachoeira, município de Joinville (Santa Catarina), cujo canal principal está interinamente localizado em área urbana, de forma a gerar informações que possam subsidiar ações futuras voltadas ao controle da qualidade de águas fluviais por meio do uso de plantas aquáticas biomonitoras.

CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL E METODOLÓGICA

O Rio Cachoeira, com extensão de 16 km e 81,4 km² de área de drenagem, tem suas nascentes no bairro Costa e Silva, em altitude entre 23 e 40 m, e sua foz na Lagoa do Saguçu, em 0 m de altitude (Costa 2002, Fatma 2002, Oliveira et al. 2017) (Figura 1). Desloca-se em área relativamente plana, estando as nascentes em altitudes de 40 m e a maior porção do canal principal entre 5 e 15 m de altitude em relação ao nível do mar. Remanescentes de manguezais em áreas estuarinas caracterizam a foz do rio. O clima do município é classificado como Cfa (Köppen) e caracterizado como mesotérmico sem estação seca definida e com verões quentes. A precipitação média anual varia entre 1.800 e 2.200 mm (Epagri 2002), e o verão é a estação mais chuvosa. A umidade relativa média anual do ar é de 76,04%, e a temperatura média anual, de 22,63°C, sendo a média das máximas 27,18°C e a média das mínimas de 18,91°C. O mês mais quente é janeiro, com temperatura média em torno de 25°C, e julho, o mês mais frio, com temperatura média de 17°C (Knie 2002).

Figura 1 – Localização geográfica do Rio Cachoeira, município de Joinville, Santa Catarina, Brasil



Fonte: primária

Foram considerados macrófitas aquáticas todos os vegetais exclusivamente herbáceos (Lins et al. 1989) cujas partes fotossintetizantes ativas estavam permanentemente, ou por diversos meses, total ou parcialmente submersas ou flutuantes em água doce ou salobra e visíveis a olho nu (Cook 1974, Fasset 1957, Irgang & Gastal Jr. 1996). O levantamento florístico desse grupo de plantas adotou o método *wide patrolling* (Filgueiras et al. 1994) e foi realizado por todo o curso principal do Rio Cachoeira, o qual foi dividido em dez pontos de coleta equidistantes aproximadamente 1,5 km entre si. Os pontos amostrais têm início na nascente do rio (1) e seguem por seu canal principal ao longo da região central da cidade até a sua foz (10), na Lagoa do Saguacu (Figura 2).

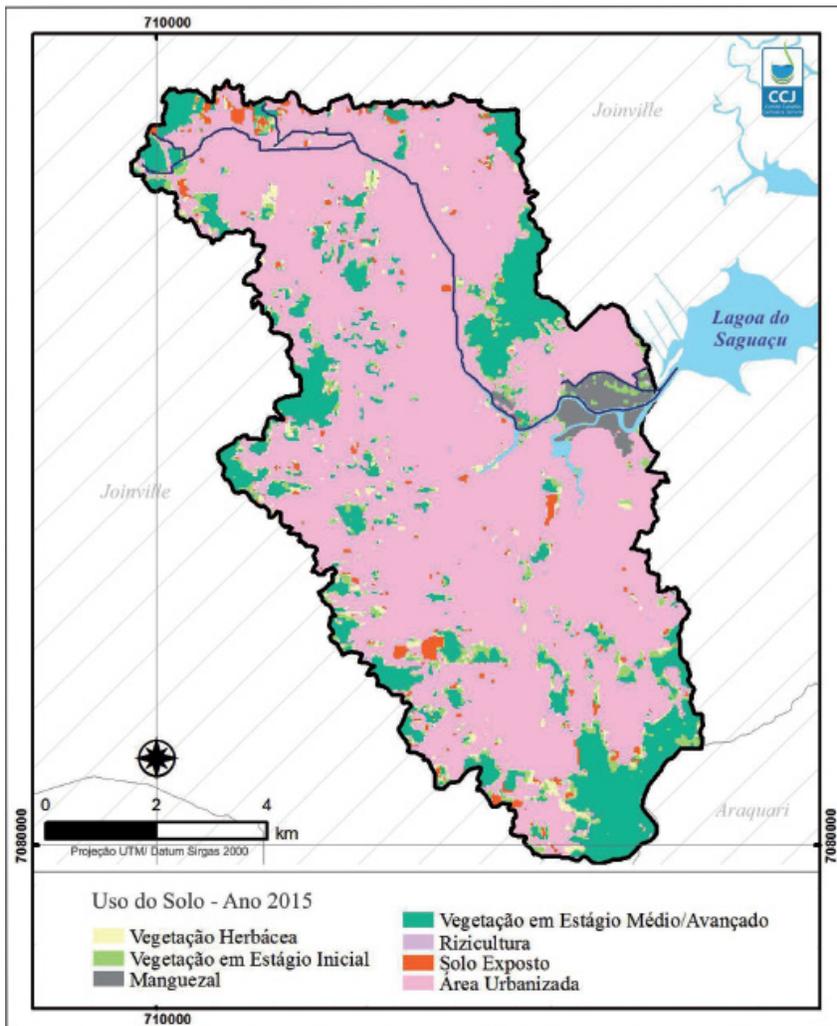
Figura 2 – Pontos amostrais utilizados para a coleta de macrófitas aquáticas ao longo do canal principal do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina, Brasil. A numeração crescente indica a orientação nascente-foz



Fonte: primária

Por se tratar de um rio inserido quase que em sua totalidade (72,6% do total da área ocupada pela bacia) no perímetro urbano de Joinville, caracteriza-se por ser aporte de efluentes da zona industrial e domésticos (Maia et al. 2014). Sua bacia hidrográfica possui oito classes de uso e ocupação do solo (Figura 3) (Oliveira et al. 2017), sendo a vegetação ciliar altamente degradada ou quase inexistente na maior parte do seu curso. Os remanescentes de vegetação correspondem a uma cobertura de 23,7% da área da bacia hidrográfica, sendo composta de 14,97% de floresta em estágio médio/avançado de regeneração, 4,32% de florestas em estágio inicial, 2,53% de vegetação herbácea e 1,88% de manguezal (Oliveira et al. 2017). Os parâmetros físico-químicos de suas águas apontam a sua baixa qualidade, com índice de qualidade da água (IQA) entre 25 e 40, o que equivale a qualidade ruim a regular (Oliveira et al. 2017).

Figura 3 – Uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina, Brasil



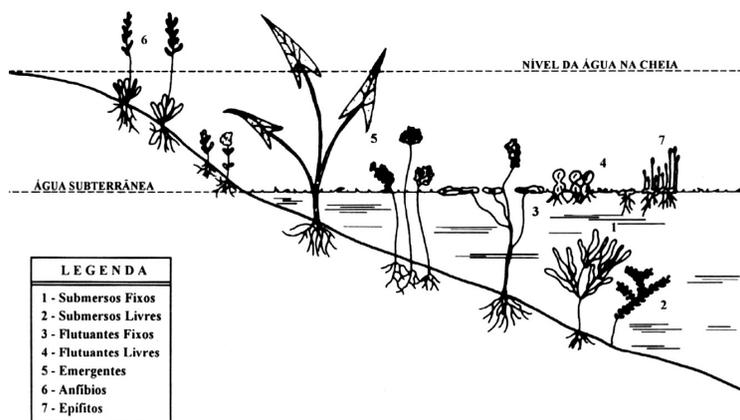
Fonte: Oliveira et al. (2017)

O material botânico amostrado foi herborizado (IBGE 2012) e identificado por meio de literatura especializada (Fassett 1957, Hoehne 1979, Chase & Sendulsky 1991, Irgang & Gastal Jr. 1996, Scremin-Dias et al. 1999, Pott & Pott 2000) e por comparações nos herbários virtuais Dr. Roberto Miguel Klein (Universidade

Regional de Blumenau – Furb) e Museu Botânico de Curitiba. A lista de espécies seguiu a classificação de APG IV (2016). Nomes de espécies, e dos autores e a origem da espécie foram confirmados na Lista de Espécies da Flora do Brasil (Reflora 2017). Determinaram-se as formas biológicas *in loco* com base no contato da planta com a água (Raunkiaer 1934, Braun-Blanquet 1928) e pela sua posição em relação à zonação aquática (Odum 1988) (Figura 4), sendo classificadas em:

- submersas fixas: plantas que são fixas ao substrato e sempre imersas;
- submersas livres: plantas sempre submersas e sem contato com o substrato;
- flutuantes fixas: plantas que se encontram fixas ao substrato e com órgãos vegetativos e/ou reprodutivos flutuantes;
- flutuantes livres: plantas que têm apenas as raízes imersas;
- emergentes: plantas que se encontram fixas ao substrato permanentemente submerso, emergindo seus órgãos vegetativos e/ou reprodutivos de acordo com o nível da água do corpo hídrico;
- anfíbias: plantas encontradas em solos saturados e/ou inundáveis;
- epífitos: plantas aquáticas que se desenvolvem sobre outras macrófitas.

Figura 4 – Classificação e caracterização das formas biológicas das macrófitas aquáticas



Fonte: Pedralli (2003)

A diversidade de macrófitas em cada ponto de coleta estabelecido foi estimada pelo índice de diversidade de Shannon (H') com base no logaritmo natural. A similaridade entre os pontos de coleta foi verificada pelo índice de similaridade de Jaccard (Magurran 2013) e ilustrada por meio de dendrograma. Calcularam-se tais índices no *software* Past (Hammer et al. 2001).

MACRÓFITAS AQUÁTICAS DO RIO CACHOEIRA

A flora aquática do Rio Cachoeira é composta de 55 espécies, distribuídas em 46 gêneros e 21 famílias (Tabela 1). As famílias mais representativas em número de espécies foram Cyperaceae e Poaceae, ambas com 12 espécies cada uma, e Asteraceae, somando oito espécies. As famílias Pontederiaceae, Alismataceae e Balsaminaceae fizeram-se presentes em pelo menos 50% dos pontos amostrados, tendo assim a maior distribuição ao longo do curso do rio. Os gêneros mais diversos foram *Cyperus* (7), *Hydrocotyle*, *Rhynchospora* e *Urochloa* (2). A Figura 5 ilustra as espécies mais frequentes pelo curso do Rio Cachoeira.

A forma biológica anfíbia foi preponderante, correspondendo a 86,2% das espécies encontradas. Plantas emergentes, flutuantes fixas e flutuantes livres obtiveram baixa representatividade em número de espécies, correspondendo a 10,3, 1,7 e 1,7%, respectivamente, do total das 55 espécies catalogadas (Tabela 1).

Do total de espécies levantadas, 69,6% são nativas da flora brasileira e 30,4% são exóticas naturalizadas (Tabela 1). A família Poaceae é a que reúne o maior número de espécies exóticas (8).

A distribuição das macrófitas aquáticas não foi equitativa ao longo do rio. As menores ocorrências foram observadas nos pontos de coleta 9 (com uma espécie) e 10 (com três espécies), enquanto as maiores ocorrências foram registradas nos pontos 7 e 6, com 31 e 20 espécies, respectivamente. O ponto 1, localizado na nascente do rio, apresenta o total de dez espécies, entre as quais se destaca a forma de vida anfíbia (Tabela 1). O ponto do rio com maior registro de plantas aquáticas obteve índice de $H' = 3,43$, e o ponto com menor registro, o índice $H' = 0,1$. O índice de similaridade mostrou maior diferenciação entre o ponto 1 e os demais pontos de coleta, constituindo um ponto com diversidade praticamente exclusiva. Os pontos 6 e 7 (Jaccard = 0,14), 9 e 10 (Jaccard = 0,30) e 3 e 4 (Jaccard = 0,60) revelaram maior afinidade entre si pela baixa substituição de espécies entre os pontos (Figura 6).

Tabela 1 – Espécies de macrófitas aquáticas levantadas no rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina, Brasil

Família / Espécie	Forma biológica	Origem	Ponto de coleta									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Alismataceae												
<i>Sagittaria montevidensis</i> Cham. & Schlttdl.	Emergente	Nativa		x		x	x		x	x		
Amaranthaceae												
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	Emergente	Nativa		x			x		x			x
<i>Amaranthus blitum</i> L.	Anfíbia	Exótica							x	x		
Apiaceae												
<i>Centella asiatica</i> (L.) Urb.	Emergente	Exótica	x									
<i>Hydrocotyle leucocephala</i> Cham. et Schlecht	Anfíbia	Nativa								x		
<i>Hydrocotyle verticillata</i> Thunb.	Emergente	Nativa										x
Asteraceae												
<i>Aspilia montevidensis</i> (Spreng.) Kuntze	Anfíbia	Nativa	x								x	
<i>Campuloclinium macrocephalum</i> (Less.) DC.	Anfíbia	Nativa						x			x	
<i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.	Anfíbia	Nativa							x			
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	Anfíbia	Exótica									x	
<i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less.	Anfíbia	Nativa									x	
<i>Soliva anthemifolia</i> (Juss.) Sweet	Anfíbia	Nativa									x	
<i>Sonchus oleraceus</i> L.	Anfíbia	Nativa										x
<i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski	Anfíbia	Nativa				x				x		

Continua...

Continuação da tabela 1

Família / Espécie	Forma biológica	Origem	Ponto de coleta									
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Balsaminaceae												
<i>Impatiens balsamina</i> Hook. F.	Anfíbia	Exótica			x	x	x	x	x			
Brassicaceae												
<i>Cardamine bonariensis</i> Pers.	Anfíbia	Exótica		x							x	
Capparaceae												
<i>Tarenaya hassleriana</i> (Chodat) Iltis	Anfíbia	Nativa							x			
Commelinaceae												
<i>Commelina diffusa</i> Burm. F.	Anfíbia	Nativa							x			
Convolvulaceae												
<i>Ipomoea tiliacea</i> (Wild.) Choisy	Anfíbia	Nativa							x	x		
Cyperaceae												
<i>Cyperus andreanus</i> Maury.	Anfíbia	Nativa									x	
<i>Cyperus esculentus</i> L.	Anfíbia	Exótica							x	x	x	
<i>Cyperus luzulae</i> (L.) Retz.	Anfíbia	Nativa		x					x			
<i>Cyperus meyenianus</i> (Kunth.)	Anfíbia	Nativa							x			
<i>Cyperus prolixus</i> H.B.K.	Anfíbia	Nativa							x	x		
<i>Cyperus virens</i> Michx.	Anfíbia	Nativa									x	
<i>Cyperus</i> sp.	Anfíbia								x			
<i>Fimbristylis</i> sp.	Anfíbia		x									
<i>Kyllinga brevifolia</i> Rottb.	Anfíbia	Nativa	x								x	

Continua...

Continuação da tabela 1

Família / Espécie	Forma biológica	Origem	Ponto de coleta											
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
<i>Rhynchospora robusta</i> (Kunth.) Boecheler	Anfíbia	Nativa							x					
<i>Rhynchospora</i> sp.	Anfíbia		x											
<i>Scleria gaertneri</i> Raddi	Emergente	Nativa	x											
Fabaceae														
<i>Vigna</i> sp.	Anfíbia											x		
Lythraceae														
<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jack.) J.F. Macbr.	Anfíbia	Nativa							x					
Piperaceae														
<i>Peperomia pellucida</i> (L.) Kunth	Anfíbia	Nativa							x	x				
Poaceae														
<i>Cenchrus purpureum</i> (Schumach) Morrone	Anfíbia	Exótica		x	x	x	x							
<i>Coix lacryma-jobi</i> L.	Anfíbia	Exótica										x		
<i>Digitaria ciliaris</i> (Retz.) Koeler	Anfíbia	Exótica							x					
<i>Eragrostis pilosa</i> (L.) P. Beauv	Anfíbia	Exótica										x		
<i>Megathyrsus maximum</i> (Jacq.) B.K. Simon & S.W.L. Jacobs	Anfíbia	Exótica										x	x	
<i>Panicum</i> sp.	Anfíbia		x											
<i>Paspalum</i> sp.	Anfíbia									x				
<i>Setaria parviflora</i> (Poir.) Kerguélen	Anfíbia	Nativa										x		
<i>Steinchisma laxum</i> (Sw.) Zuloaga	Anfíbia	Nativa										x		
<i>Sorghum bicolor</i> (L.) Moench.	Anfíbia	Exótica						x						

Continua...

Continuação da tabela 1

Família / Espécie	Forma biológica	Origem	Ponto de coleta											
			1	2	3	4	5	6	7	8	9	10		
<i>Urochloa brizantha</i> (Hochst. ex A. Rich.) R. D. Webster	Anfíbia	Exótica									x			
<i>Urochloa subquadripara</i> (Trin.) R. D. Webster	Anfíbia	Exótica					x					x		
Polygonaceae														
<i>Polygonum hydro Piperoides</i> Michx.	Emergente	Nativa	x	x							x			
Pontederiaceae														
<i>Heteranthera reniformis</i> Ruiz & Pav.	Flutuante fixa	Nativa		x	x	x	x				x	x		
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	Flutuante livre	Nativa									x		x	x
Rubiaceae														
<i>Borreria palustris</i> (Cham. & Schltld.) Bacigalupo & E.L. Cabral	Anfíbia	Nativa										x		
Schizaeaceae														
<i>Anemia phyllitidis</i> (L.) Sw.	Anfíbia	Nativa	x											
<i>Lygodium volubile</i> Sw.	Anfíbia	Nativa	x											
Solanaceae														
<i>Solanum americanum</i> Mill.	Anfíbia	Nativa									x	x		
Urticaceae														
<i>Pilea microphylla</i> (L.) Liebm.	Anfíbia	Exótica									x			
Zingiberaceae														
<i>Hedychium coronarium</i> J. König.	Anfíbia	Exótica									x			

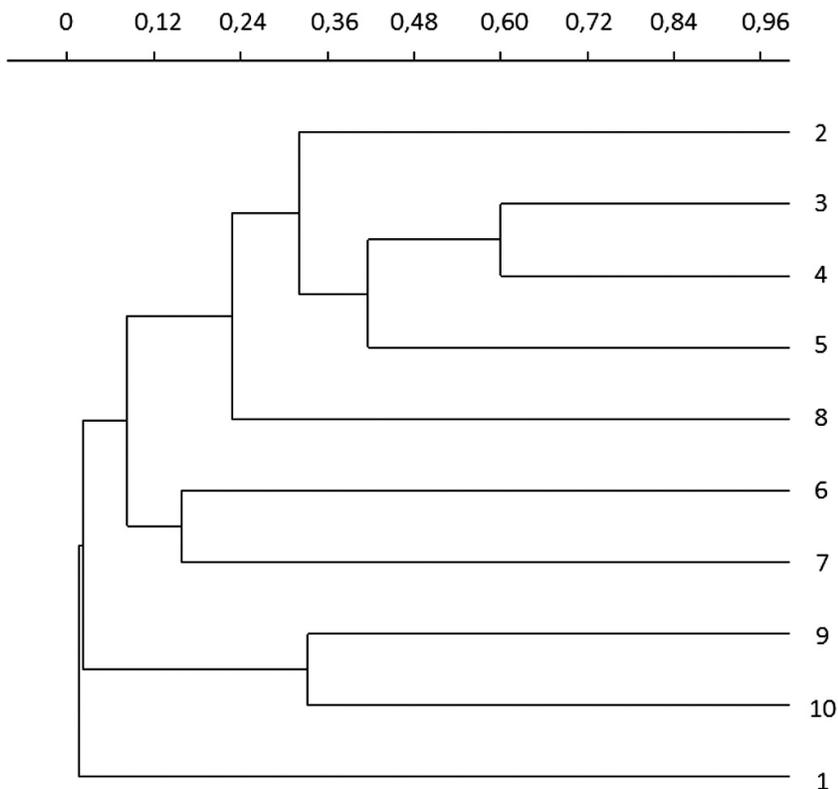
Fonte: primária

Figura 5 – Espécies de macrófitas aquáticas bioindicadoras de má qualidade da água fluvial registradas no Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina, Brasil: (A) *Cyperus luzulae* (Cyperaceae); (B) *Eichhornia crassipes* (Pontederiaceae); (C) *Pennisetum purpureum* (Poaceae); (D) *Polygonum hydropiperoides* (Polygalaceae); (E) *Hedychium coronarium* (Zingiberaceae); (F) *Sagittaria montevidensis* (Alismataceae)



Fonte: primária

Figura 6 – Dendrograma de similaridade de Jaccard entre os pontos de coleta de macrófitas aquáticas do Rio Cachoeira, Joinville, Santa Catarina, Brasil



Fonte: primária

SINALIZAÇÃO DA QUALIDADE AMBIENTAL

Comparando-se os dados obtidos com levantamentos de macrófitas aquáticas realizados em outras localidades, percebe-se que o Rio Cachoeira apresenta baixa diversidade de plantas pertencentes a esse grupo biológico, principalmente quando se consideram as plantas euhidrófitas, as quais se restringem a *Sagittaria montevidensis*, *Alternanthera philoxeroides*, *Centella asiatica*, *Hydrocotyle verticillata*, *Scleria gaertneri*, *Polygonum hydropiperoides*, *Heteranthera reniformis* e *Eichhornia crassipes*.

Souza & Melo Júnior (2005) encontraram cerca de 85 espécies de macrófitas na região do Rio Vermelho, em São Bento do Sul (SC), das quais 12 espécies também ocorrem na área de estudo do presente trabalho. Assim, somando-se as listas já mencionadas com as produzidas por Reitz (1961), Bresolin (1979), Souza et al. (1991/1992) e Citadini-Zanette & Aguiar (2000), entende-se que a flora aquática preliminar do estado de Santa Catarina é composta de 197 espécies. Entretanto, quando equiparada ao trabalho da Universidade Estadual de Campinas (Unicamp 2005), que apresenta o total de 361 espécies para o estado de São Paulo, nota-se a necessidade de ampliar as áreas amostrais em Santa Catarina. Segundo Esteves (1998), por causa da maior homogeneidade térmica dos ambientes aquáticos em relação aos ecossistemas terrestres, em termos de ocorrência, pode-se dizer que as macrófitas aquáticas apresentam distribuição geográfica cosmopolita, exceto algumas famílias, com distribuição mais restrita.

Por outro lado, a baixa diversidade de macrófitas encontrada deve levar em conta outros fatores de influência, como os grandes impactos da ação humana ao longo do curso do rio, representados pelos rejeitos industriais e domésticos e pela supressão parcial ou total da mata ciliar. De acordo com o estudo e relatório de impacto ambiental elaborados pela Fundação Municipal do Meio Ambiente (Fundema 1991), as análises físico-químicas de amostras provenientes de diferentes trechos do rio apontam como fontes poluidoras as cargas orgânicas e tóxicas lançadas diretamente no rio e afluentes. Os rejeitos orgânicos são oriundos do lançamento de esgotos domésticos e da emissão de resíduos líquidos por parte das indústrias têxtil, farmacêutica e alimentícia. As indústrias metalomecânica e de plásticos contribuem com a descarga de efluentes considerados tóxicos ao meio aquático, destacando-se os metais pesados (Cu, Cr, Fe, Pb, Ni e Zn) e cianetos em grandes concentrações.

Resultados similares em termos de abundância de espécies são mostrados no levantamento realizado por Lins et al. (1989), indicando a presença de 56 espécies numa área influenciada pelo lançamento de rejeitos líquidos emitidos por duas fábricas de alumínio no município de Barbacena (PA).

Conforme Pedralli (2003) e Murphy (2000), a ocorrência de determinadas espécies pode indicar a má qualidade da água

do corpo hídrico, comprometendo seu uso. Corroborando os referidos autores, foram evidenciadas no Rio Cachoeira espécies bioindicadoras, entre as quais podem ser citadas: *S. montevidensis* (chapéu-de-couro), *E. crassipes* (aguapé), *Pennisetum purpureum* (capim-elefante), *Cyperus* spp. (tiririca), *Polygonum* (erva-de-bicho) e *Hedychium coronarium* (lírio-do-brejo) (Figura 5). Destas, *S. montevidensis* apresenta-se em 50% dos pontos amostrados, ao lado de *Heteranthera reniformis*, distribuída em 60% dos pontos.

Sob o aspecto visual, a maior abundância de macrófitas aquáticas ocorreu no curso médio do rio (bairros Costa e Silva, Saguapu e Centro), o que pode estar relacionado ao aumento de nutrientes na água provenientes do elevado número de emissores de rejeitos domésticos.

Do ponto 8 em diante, isto é, caminhando-se em direção à foz do rio, poucas espécies foram observadas, destacando-se *E. crassipes*, muito provavelmente por ser uma planta flutuante, o que possibilita seu deslocamento conforme a subida ou descida do nível da água. Segundo a Fundação do Meio Ambiente (Fatma 2002), em períodos de subida de maré é possível notar a inversão do fluxo de suas águas, até quase a metade de seu percurso, em função da entrada de água salgada pelo canal.

De forma geral, a presença de espécies pioneiras e invasoras configurou-se como uma constante em todos os pontos de coleta, evidenciando o alto grau de antropização do ambiente. Esse fator deve ser amplamente considerado, principalmente por se tratar de um importante rio do município, não só pelo seu valor histórico, mas também ecológico, ao passo que as macrófitas representam uma das comunidades mais produtivas dos ecossistemas aquáticos (Pompêo & Moschini-Carlos 2003), além de apresentar inúmeros nichos para espécies animais existentes no local e pela contribuição de suas águas no complexo da Baía da Babitonga.

Por esse aspecto, Pedralli (2003) recomenda a implantação de mais estudos visando à indicação de outras espécies de macrófitas como bioindicadoras da qualidade da água, no que tange às pesquisas limnológicas, botânicas e ecológicas no Brasil, especialmente em função da proposição de políticas relacionadas à gestão de recursos hídricos.

De modo complementar, Tockner (1999) sugere que as políticas de conservação devem não só levar em conta a

riqueza de espécies, como também a variabilidade ambiental e a substituição de espécies nos corpos hídricos, gerando mais subsídios para o delineamento de áreas prioritárias em planos de conservação.

REFERÊNCIAS

APG IV. 2016. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. *Botanical Journal of the Linnean Society*, 181: 1-20.

Braun-Blanquet J. 1928. *Pflanzensoziologie*. Berlin: Springer.

Bresolin A. 1979. Flora da restinga da ilha de Santa Catarina. *Insula*, 10: 1-56.

Chase A & Sendulsky T. 1991. Primeiro livro de gramíneas. São Paulo: Instituto de Botânica.

Citadini-Zanette V & Aguiar AJ. 2000. Projeto mar catarinense – gerenciamento costeiro: macrófitas aquáticas. *Tecnologia e Ambiente*, 6(1): 65-73.

Cook CDK. 1974. *Water plants of the world*. Hague: W. Junk.

Costa BS (Ed.). 2002. *Rio Cachoeira, diagnóstico ambiental preliminar*. Joinville: Casan.

Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri). 2002. *Dados normais da estação meteorológica da Univille*. Santa Catarina: Epagri.

Esteves FA. 1998. *Fundamentos de limnologia*. 2. ed. Rio de Janeiro: Interciência.

Fasset NC. 1957. *A manual of aquatic plants*. Madison: Universidade de Wisconsin.

Filgueiras TS, Nogueira PE, Brochado AL, Guala II GF. 1994. Caminhamento: um método expedito para levantamentos florísticos qualitativos. *Cadernos de Geociências*, 12: 39-43.

Fundação do Meio Ambiente (Fatma). 2002. Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Baía da Babitonga. Florianópolis: Fatma/GTZ.

Fundação Municipal do Meio Ambiente (Fundema). 1991. Relatório de EIA/RIMA de Joinville. Joinville: Fundema. 2 v.

Hammer Ø, Harper DAT, Ryan PD. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4: 1-9.

Hoehne FC. 1979. Plantas aquáticas. São Paulo: Instituto de Botânica.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. São Paulo: IBGE. 271 p.

Irgang BE & Gastal Jr. CVS. 1996. Macrófitas aquáticas da planície costeira do RS. Porto Alegre: Botânica/UFRGS.

Iversen J. 1936. Biologische Pflanzentypen als Hilfsmittel in der Vegetations Forschung. Denmark: Universidade de Copenhagen. 224 p.

Knie JLW. 2002. Atlas ambiental da região de Joinville. Joinville: Fatma/GTZ.

Lins ALFA, Potiguara RCV, Rosa NA, Ribeiro IC. 1989. Macrófitos aquáticos de uma área de Barbacena, Pará, Brasil. *Boletim do Museu Paranaense Emílio Goeldi*, 5(2): 135-144.

Magurran AE. 2013. Medindo a diversidade biológica. Curitiba: UFPR.

Maia BGO, Klostermann D, Ribeiro JMG, Simm M, Oliveira TMN, Barros VG. 2014. Bacias hidrográficas da região de Joinville. Blumenau: 3 de Maio.

Murphy KJ. 2000. Predizendo alterações em ecossistemas aquáticos continentais e áreas alagáveis: o potencial de sistemas bioindicadores funcionais utilizando macrófitas aquáticas. *Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia*, 27: 7-9.

Odum EP. 1988. *Ecologia*. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan.

Oliveira TMN, Ribeiro JMG, Barros VG, Simm M, Mello YR, Zeh KK. 2017. *Bacias hidrográficas da região de Joinville: gestão e dados*. 2. ed. Joinville: Editora Univille.

Pedralli G. 2003. Macrófitas aquáticas como bioindicadoras da qualidade da água: alternativas para usos múltiplos de reservatórios. *In: Thomaz SM & Bini LM (Eds.) Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: UEM.

Pompêo MLM & Moschini-Carlos V. 2003. *Macrófitas aquáticas e perifíton: aspectos ecológicos e metodológicos*. São Paulo: Rima/Fapesp.

Pott VJ & Pott A. 2000. *Plantas aquáticas do pantanal*. Brasília: Embrapa.

Raunkiaer C. 1934. *The life forms of plants and statistical plant geography*. Oxford: Clarendon.

Reflora. 2017. Lista de espécies da flora do Brasil. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/jabot/listaBrasil/PrincipalUC/PrincipalUC.do;jsessionid=6BB3375BBA3486E614D1FC79AD871C8B>. Acesso em: setembro/2017.

Reitz R. 1961. Vegetação da zona marítima de Santa Catarina. *Sellowia*, 13: 17-115.

Scremin-Dias E, Pott VJ, Hora RC, Souza PR. 1999. *Nos jardins submersos da Bodoquena: guia para identificação de plantas aquáticas de Bonito e região*. Campo Grande: UFMS.

Sculthorpe CD. 1967. *The biology of aquatic vascular plants*. Londres: Eduard Arnold. 610 p.

Souza MLDER, Falkenberg DB, Amaral LG, Fronza M, Araujo AC, Sá MR. 1991/1992. Vegetação do pontal da Daniela. Florianópolis, SC, Brasil. I – levantamento florístico e mapa fitogeográfico. *Insula*, 21: 87-116.

Souza SC & Melo Júnior JCF. 2005. Macrófitas aquáticas da região do Rio Vermelho, São Bento do Sul/SC. *Cadernos de Iniciação Científica*, 7: 79-82.

Thomaz SM & Bini LM. 2003. Análise crítica dos estudos sobre macrófitas aquáticas desenvolvidos no Brasil. *In*: Thomaz SM & Bini LM (Eds.) *Ecologia e manejo de macrófitas aquáticas*. Maringá: UEM.

Tockner K. 1999. Danube restoration project: species diversity patterns across connectivity gradients in the floodplain system. *Regulated Rivers Research & Management*, 15: 125-139.

Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). 2005. Plantas aquáticas e palustres do estado de São Paulo. Disponível em: www.ib.unicamp.br/plant-aq-SP/plantas.html. Acesso em: dezembro/2005.



CAPÍTULO 7

PESCA ESPORTIVA E CONSERVAÇÃO AMBIENTAL: UMA INTERAÇÃO POSSÍVEL?

Eduardo Gentil
David Valença Dantas
Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc)

Rodrigo Machado
Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc)

INTRODUÇÃO

A pesca esportiva consiste na captura de organismos aquáticos para fins recreativos sem que haja necessariamente a geração de proteína animal voltada à manutenção da segurança alimentar humana ou ao comércio de pescado (FAO 2012). Num cômputo global, estima-se que cerca de 220 milhões de pessoas mantenham a pesca esportiva como *hobby*, sendo essa atividade uma importante geradora de renda e divisas em todo o mundo (Arlinghaus et al. 2015, Hyder et al. 2018).

Alguns autores sugerem que a expressiva ascensão da pesca esportiva pode provocar impactos negativos na manutenção de estoques pesqueiros residentes, fomentando o desequilíbrio na dinâmica de alguns recursos. Além disso, a atividade pode incrementar a emissão de resíduos sólidos para o ambiente aquático (Cooke & Cowx 2004, Lewin et al. 2006, Farias et al. 2018). Por outro lado, os estoques pesqueiros marinhos e continentais vêm sofrendo diversos impactos de fontes antrópicas que não possuem nenhuma relação com a atividade pesqueira (por exemplo, poluição, eutrofização, perda de habitats, dragagens etc.) (Arlinghaus & Cooke 2005). Entretanto, considerando que a pesca comercial e a esportiva também afetam a dinâmica de populações capturáveis, torna-se fundamental mensurar os

possíveis impactos ecológicos, econômicos e sociais advindos dessas atividades (Pauly et al. 1998).

A maioria significativa dos estudos que avaliam a pressão da pesca sobre o ambiente aquático é devotada exclusivamente às pescarias comerciais (mais detalhes na bibliografia disponível em FAO 2018). No entanto, nas últimas décadas, a pesca esportiva tem se revelado comparativamente relevante, sobretudo em ambientes continentais e transicionais, possuindo clara contribuição na economia e no turismo de diversas localidades (Arlinghaus et al. 2017). Tal fato ratifica a crescente necessidade de pesquisadores e gestores públicos iniciarem esforços consistentes que considerem a pesca esportiva um expressivo componente na formulação de estratégias de gestão que possam mitigar ou minimizar eventuais danos gerados por essa fonte de ação antrópica.

Os pescadores esportivos apresentam condutas variáveis durante a atividade de captura, podendo esta ser relacionada com os seus interesses pessoais, opiniões, severidade com a qual a legislação ambiental é executada, bem como com o seu conhecimento prévio acerca dos serviços ecossistêmicos prestados pelo ambiente e de recursos sobre os quais eles (os pescadores) exercerão pressão antrópica (Johnston et al. 2010, Arlinghaus et al. 2017). Assim, infere-se que a interação dos pescadores esportivos com os possíveis recursos capturáveis e com o ambiente pode determinar o impacto ambiental que a atividade venha a gerar (Carruthers et al. 2018).

A interconexão de variáveis ecológicas, econômicas e sociais é um fato pouco compreendido na gestão da pesca esportiva, razão pela qual estratégias que contemplem pesquisa, monitoramento e gerenciamento da atividade serão cada vez mais demandadas pelo setor público e organizações de classe atreladas ao setor (Bova et al. 2017).

Brownscombe et al. (2019), após compilarem informações oriundas da 8.^a Conferência Mundial de Pesca Esportiva, sumarizaram em três tópicos os desafios dessa atividade para as próximas décadas:

- compreender o comportamento do pescador esportivo por uma perspectiva social e econômica;

- aprimorar o conhecimento da prática do pesque e solte;
- utilizar a pesca esportiva como ferramenta para caracterizar habitats naturais de diversos estoques pesqueiros.

Buscando compreender as premissas sugeridas por esses autores, o presente capítulo aborda os efeitos da pesca esportiva sobre os recursos vivos e sobre o ambiente. Adicionalmente, citamos algumas possíveis estratégias de gestão e, por fim, com base no conteúdo exposto, fazemos uma súmula de apontamentos que visam projetar o futuro dessa importante atividade.

EFEITOS DA PESCA ESPORTIVA SOBRE OS RECURSOS PESQUEIROS ESPORTIVOS

Taxa de exploração compreende a fração de uma população que é capturada em um intervalo temporal predeterminado (por exemplo: semana, mês, ano etc.) e está diretamente correlacionada com dois fatores:

- o esforço de captura desprendido pelo pescador esportivo;
- o caráter restritivo da legislação local vigente (por exemplo, períodos de defeso) (Lewin et al. 2006).

Cabe salientar que a tralha de pesca escolhida, a acessibilidade aos pesqueiros desejáveis, a ecologia da espécie a ser explorada e as condições meteorológicas adversas também podem influenciar as taxas de captura observáveis na pesca esportiva (Chizinski et al. 2014).

Alguns estudos indicam que as taxas de captura de pescado estariam (para algumas espécies) linearmente relacionadas com a densidade populacional, sugerindo que a pesca esportiva seria passível de autorregulação (Hansen et al. 2000, 2005), no entanto essa suposição até o presente carece de maior detalhamento, visto que, ao agregar o pescado em dada localidade, as taxas de captura podem sofrer incremento mesmo sob o declínio da densidade da população explorada, bastando para tanto que os pescadores sejam capazes de localizar satisfatoriamente as agregações desejadas (Post et al. 2002).

É esperado que o pescador esportivo abandone a pescaria em situações em que as taxas de captura não satisfaçam à sua expectativa, dando margem para a escolha de outras atividades recreativas, ou ainda que transfira os seus esforços para outras populações cujo quantitativo a ser capturado possa lhe parecer

interessante (Carpenter & Brock 2004). De fato, a resposta do pescador dependerá da escala espacial do sítio de pesca explorado e dos custos envolvidos numa eventual mudança de recurso-alvo (por exemplo, custos de acesso ao pesqueiro e preço das tralhas). A literatura sugere que, em condições cuja disponibilidade de alternativas é limitada, os pescadores tendem a continuar exercendo esforço sobre populações em declínio, contrariando uma possível autorregulação da atividade (Post et al. 2002).

A pesca esportiva comumente possui elevado potencial de seletividade em relação a espécies, classes de tamanho e características comportamentais (Carruthers et al. 2018). Em geral, os pescadores optam por espécies específicas em decorrência de preferências culinárias e/ou da atividade agressiva (ou esportiva) ao interagir com a tralha de pesca (Lewin et al. 2006). Ressalta-se que as diferentes espécies que apresentam interesse para a pesca esportiva possuem níveis de vulnerabilidade distintos, tais como: hábitos noturnos ou diurnos, morfologia da boca e hábitos alimentares (Mezzerà & Largiadèr 2001).

A exploração pesqueira mesmo em caráter esportivo introduz um novo nível trófico no ambiente aquático: a ação antrópica passará a figurar como predador de topo para determinados tamanhos de classe. A remoção massiva de indivíduos de classes maiores poderá fomentar aceleração nas taxas de crescimento de juvenis, uma vez que haverá menor competição intraespecífica por alimento (Ali et al. 2003), possivelmente tendo também impactos na reprodução (Longhurst 2002). Tal premissa está associada ao fato de que indivíduos mais velhos tendem a possuir melhor sucesso reprodutivo (número e qualidade de ovos) que indivíduos que estão desovando pela primeira vez (Vallin & Nissling 2000).

A literatura afirma que elevadas taxas de exploração sobre determinada classe de tamanho podem afetar a variabilidade genética de algumas espécies, de maneira especial os peixes continentais, que talvez terão mortalidade bastante seletiva combinada com outras ameaças, tais como perda de hábitat e invasão de espécies não nativas (Spielman et al. 2004). A redução das densidades populacionais pode resultar em perda ou combinação de genes (Ryman et al. 1995). A perda da variabilidade genética em dada população de pescado pode ser incrementada pela remoção seletiva de indivíduos do sexo masculino ou

feminino de uma população ou remoção dos indivíduos mais velhos (Ryman et al. 1995).

Alguns estudos têm revelado que populações expostas à intensa exploração pela pesca esportiva tendem a reduzir a idade e o tamanho de primeira maturação (Drake et al. 1997). Além disso, de modo geral a captura seleciona indivíduos com traços comportamentais agressivos, o que pode comprometer a população sobrevivente que eventualmente necessite de cuidado parental, pois os exemplares adultos com maior potencial para contribuir com a manutenção do estoque estão mais propensos a serem capturados por pescadores esportivos (Suski & Philipp 2004).

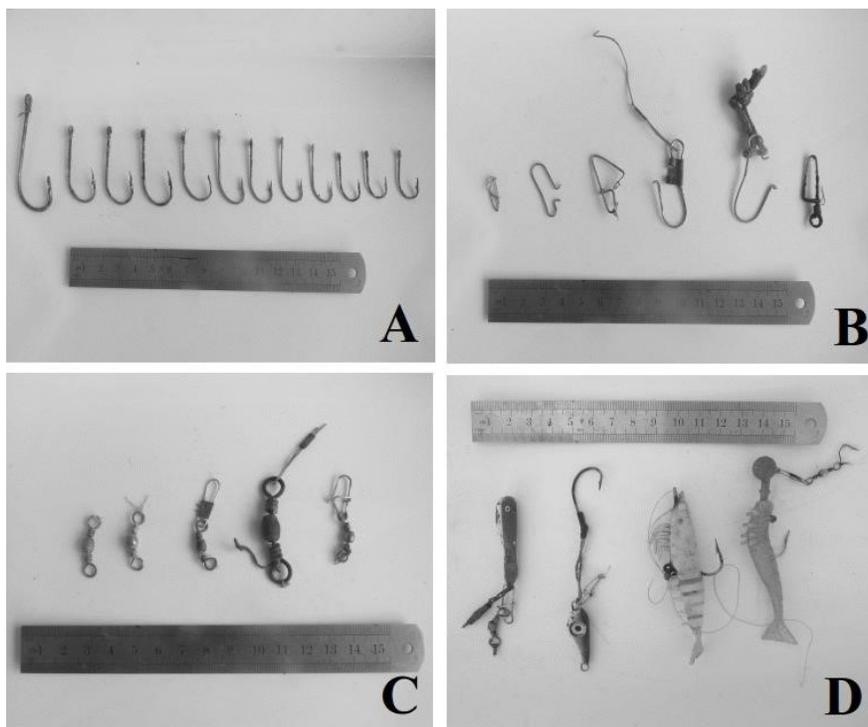
É razoável admitirmos que a abundância e a composição de espécies de níveis tróficos superiores (predadores) podem afetar os níveis tróficos inferiores do ecossistema (Duffy 2002). Mudanças na abundância dos predadores de topo controlam uma cascata de interações tróficas que regulam toda a estrutura da comunidade zooplânctônica, a dinâmica das algas e os ciclos dos nutrientes em ecossistemas marinhos e de águas continentais (Pace et al. 1999, Daskalov 2002). Por conseguinte, a remoção sequencial de espécies-chave pode alterar toda a estrutura do ecossistema, modificando até mesmo processos biogeoquímicos, sendo, portanto, uma importante temática a ser considerada no gerenciamento da pesca esportiva.

EFEITOS DA PESCA ESPORTIVA SOBRE O AMBIENTE AQUÁTICO

O ambiente aquático apresenta ampla diversidade de processos físicos responsáveis pela ecologia local, fator fundamental para a manutenção da biodiversidade local (Carpenter & Lathrop 1999). Desse modo, possíveis alterações advindas da ação antrópica podem resultar em perda de habitats de refúgio, o que, por sua vez, afeta a distribuição espacial de comunidades de interesse para a pesca esportiva (Scheuerell & Schindler 2004). No tocante à pesca esportiva, aparentemente os principais desafios estão associados à perda de materiais de pesca (emissão de resíduos sólidos) no ambiente aquático e à emissão de ruídos de embarcações motorizadas (Farias et al. 2018) (Figura 1).

Wolter & Arlinghaus (2003) categorizaram como diretos e indiretos os efeitos da geração de ruídos advindos do tráfego de embarcações. Nesse sentido, os efeitos diretos são provocados pela ação das hélices e geração de ondas de esteira durante o deslocamento do meio flutuante. Já os efeitos indiretos são o resultado do estresse provocado pela geração de ruídos, impedindo que os peixes se alimentem normalmente ou protejam os seus ninhos. O efeito da emissão de ruídos antropogênicos sobre a comunicação dos peixes ainda é pouco compreendido (Smith et al. 2004), no entanto sabe-se que diversas espécies de peixes são suscetíveis ao estresse induzido por ruídos gerados por ondas mecânicas (Smith et al. 2004).

Figura 1 – Tralhas de pesca esportiva recolhidas por meio de mergulho livre na região adjacente à porção interna (profundidades entre 1 e 6 m) dos molhes da barra de Laguna (SC): (A) anzóis; (B) *snaps*; (C) destorcedores; (D) iscas artificiais



Fonte: modificado de Farias et al. (2018)

A geração de ruídos não está relacionada à atividade de captura propriamente dita, mas pode ser atribuída ao uso de embarcações motorizadas durante a pescaria. Os peixes obtêm informações sobre predadores, presas e potenciais parceiros ouvindo seu ambiente circundante (Kenyon et al. 1998). Logo, a comunicação acústica pode ser crucial para a sobrevivência das espécies de peixes. Além disso, o deslocamento das embarcações é capaz de provocar incremento da turbidez da água ou perda parcial da vegetação aquática (usada como zonas de refúgio), por causa da ação das ondas de esteira (Juttner et al. 1995). Adicionalmente, o intenso tráfego de embarcações a motor em rios, lagos e ao longo do litoral pode resultar na emissão de compostos derivados da queima de combustíveis fósseis na água e no ar próximo à superfície, sendo tais componentes tóxicos para a manutenção da biodiversidade aquática (Juttner et al. 1995).

A pesca esportiva é potencial fonte de geração de lixo marinho em ambientes aquáticos (Farias et al. 2018). Os resíduos sólidos lançados em ambientes marinhos e/ou transicionais são qualquer resíduo sólido descartado, depositado ou abandonado nos ambientes aquáticos, por qualquer fonte baseada em terra (Chiappone et al. 2005). Nesse contexto, a pesca esportiva pode gerar poluição haja vista o descarte intencional ou acidental de linhas, iscas artificiais, destorcedores, anzóis e empates (Farias et al. 2018).

A literatura relata a presença de linhas de pesca, chumbadas, anzóis e redes possivelmente perdidos e/ou abandonados nos sítios de captura como vetores de alteração da paisagem local e fomentadores da pesca fantasma (Chiappone et al. 2005). A pesca fantasma tem impulsionado o afogamento e/ou a morte por inanição de ampla variedade de mamíferos, aves e peixes em geral (Mcilgorm et al. 2011).

Farias et al. (2018) afirmam que o chumbo é o principal resíduo proveniente da pesca esportiva no litoral sul do Brasil. Trata-se de um metal pesado, não biodegradável e extremamente tóxico que, em virtude da ação antrópica, tem experimentado vasto incremento da sua distribuição global (Needleman et al. 1990). Esse metal pesado pode ser ingerido por peixes, aves e mamíferos, causando a morte. O chumbo possui forte caráter bioacumulador, podendo ser transferido para o homem por meio da ingestão de pescado contaminado e provocar severos danos à

saúde humana, tais como: alterações genéticas e deformações no sistema nervoso, na medula óssea e nos rins, além de câncer (Franson et al. 2003).

A prática do pesque e solte tem sido amplamente estimulada por entidades vinculadas ao setor da pesca esportiva e por alguns seguimentos da academia que sugerem que o pescador, após capturar o pescado, o libere vivo para o ambiente aquático (Pitcher & Hollingworth 2002). Entretanto, no pesque e solte, também podem ocorrer impactos no pescado que é libertado vivo (Pitcher & Hollingworth 2002).

A liberação do pescado vivo no ambiente aquático após a sua captura pode provocar a mortalidade imediata ou tardia, ou seja, pós-liberação do indivíduo. Estudos pretéritos demonstram que as taxas de mortalidade decorrentes do pesque e solte ultrapassam os 50% dependendo da espécie capturada (Bartholomew & Bohnsack 2005). As causas da mortalidade estão associadas a possíveis lesões provocadas pelos anzóis, bem como decorrentes do manejo inadequado do pescado e das condições ambientais (por exemplo, temperatura da água e profundidade de captura) (Bartholomew & Bohnsack 2005).

Lesões não letais podem expor os peixes a parasitas ou infecções bacterianas e fúngicas (Steeger et al. 1994) e reduzir sua capacidade de forrageio efetivo e capacidade de fuga de predadores (Cooke et al. 2003). A localização da lesão ocorre principalmente em função do tamanho e do tipo de anzol e de isca utilizado. Em geral, anzóis com farpas provocam lesões mais graves e tendem a aumentar o tempo de manipulação (Cooke et al. 2001), enquanto anzóis circulares causam menos danos ao peixe (Cooke & Suski 2004).

As lesões pós-captura podem levar à liberação de alarmes químicos associados à predação (por exemplo, Schreckstoff) em resposta ao estresse da captura (Rehnberg et al. 1987). Embora as espécies esportivas possuam intensidades distintas de resposta ao processo de captura, as consequências associadas ao fato são quase sempre as mesmas: distúrbios cardiovasculares e liberação de hormônios do estresse,

que acarretam mudanças fisiológicas e comportamentais (Cooke et al. 2003). Nesse sentido, podem ocorrer reduções do potencial de sobrevivência dos indivíduos capturados (Martel & Dill 1993), no entanto os peixes são capazes de se recuperar mais rapidamente do estresse pós-captura caso os efeitos danosos associados à captura sejam minimizados (Cooke et al. 2003).

Cabe ressaltar que os torneios de pesca esportiva estão em geral associados à prática do pesque e solte (Pitcher & Hollingworth 2002). Contudo, comprovadamente, a prática não competitiva tende a acarretar menos prejuízos ao pescado, uma vez que durante os torneios os peixes sofrem maior mortalidade por causa do manejo excessivo, comumente associado ao procedimento de pesagem e registro fotográfico dos exemplares capturados (Edwards et al. 2004, Suski et al. 2004) (Figura 2).

Figura 2 – Pescadores esportivos reunidos por ocasião de um torneio de pesca



Fonte: disponível em: <https://revistapescaecompanhia.com.br/noticias/inscricoes-torneio-de-pesca-treslagoas-2018>. Acesso em: dezembro/2018

PLANIFICAÇÃO DE ESTRATÉGIAS PARA O GERENCIAMENTO SUSTENTÁVEL DA PESCA ESPORTIVA

Consensualmente, a falta de gestão da pesca esportiva pode trazer sérios impactos ao ambiente aquático, razão pela qual a sustentabilidade na atividade pesqueira se faz necessária tanto para a pesca comercial quanto para a esportiva (Arlinghaus & Mehner 2005, Arlinghaus & Cooke 2005). É essencial incluir a dimensão humana na análise da dinâmica dos ecossistemas, uma componente fundamental do manejo da pesca esportiva (Arlinghaus et al. 2017). A interconectividade entre os âmbitos ambiental, social e econômico faz com que o gerenciamento da pesca esportiva precise de abordagens específicas que transcendam àquelas comumente empregadas na gestão da pesca comercial (FAO 2012, Pitcher & Hollingworth 2002).

A participação de todos os atores interessados direta e indiretamente na pesca esportiva deve ser considerada em fóruns setoriais que visem ao manejo de ambientes aquáticos. É razoável assumirmos que projetos de reabilitação de ecossistemas ou habitats podem beneficiar os pescadores esportivos e os gestores ambientais, minimizando conflitos intrasetoriais. Além disso, o envolvimento dos pescadores esportivos nas decisões gerenciais pode dirimir problemas decorrentes do não cumprimento da legislação ambiental vigente (Cox et al. 2003).

Hoje em dia as estratégias de gestão mais difundidas nas pescarias esportivas concentram-se em limitar o número e/ou o tamanho dos indivíduos capturados e definir períodos de defeso em datas preestabelecidas (Morison 2004). No entanto os limites de captura usualmente não são suficientes como estratégia para controlar a captura total, haja vista que essa abordagem não restringe a quantidade de pescadores a dada área, tampouco a capturas totais (Post et al. 2003). Além disso, a literatura demonstra que limites de captura elevados tendem a incrementar a quantidade de pescadores em determinada localidade, gerando muitas vezes falsas expectativas de captura (Radomski et al. 2001). Observa-se que as cotas de captura constituem uma experiência de complexa implementação satisfatória. Como o entusiasmo na pesca esportiva está ligado à captura, a insatisfação resultante de expectativas irreais pode reduzir a aceitação de práticas de manejo sustentável (Arlinghaus & Mehner 2005).

Os limites de tamanho e/ou capturas tendem a ser mais eficazes em circunstâncias nas quais as populações-alvo apresentam baixa mortalidade natural, crescimento rápido e se encontram presentes em regiões com elevada biodiversidade (Arlinghaus & Mehner 2003). Os limites de tamanho não devem ser aplicados sobre populações com altas densidades intraespecíficas e crescimento lento, pois tendem a aumentar a atratividade dos pescadores, uma vez que estes passarão a interpretar os constantes sucessos de captura como uma oportunidade para capturar indivíduos maiores, aumentando assim o esforço de pesca (Cornelius & Margenau 1999).

A implementação dos tamanhos mínimos de captura pode contribuir para a remoção massiva de indivíduos acima do limiar recomendado. Portanto, não protege os indivíduos que potencialmente exibem as melhores características reprodutivas (Lewin et al. 2006). Nesse sentido, sugere-se que haja a adoção de limiares de comprimentos mínimos e máximos visando à melhor manutenção dos estoques a serem explorados (Munger & Kraai 1997).

A prática voluntária ou obrigatória do pesque e solte é amplamente utilizada para a preservação de espécies de peixes exploradas (Muoneke 1992, Näslund et al. 2005), entretanto ela só terá efetividade se os danos provocados no pescado forem minimizados.

A magnitude dos distúrbios físicos e o tempo necessário para a recuperação do pescado capturado estão positivamente correlacionados com a temperatura da água (Pitcher & Hollingworth 2002). Ademais, algumas intervenções podem reduzir eventuais danos ao pescado, tais como: a adoção de anzóis circulares, a diminuição do tempo de exposição do pescado capturado no ar e a evitação da retirada dos anzóis quando estes estiverem aderidos às paredes do esôfago, guelras ou estruturas delicadas do pescado. Nesses casos, apenas o corte da linha próximo ao anzol aumenta a probabilidade de sobrevivência (Davis & Parker 2004, Edwards et al. 2004, Bartholomew & Bohnsack 2005) (Figura 3).

Figura 3 – Peixe capturado com o auxílio de mosca (nome conferido à isca artificial empregada na modalidade esportiva *fly fishing*)



Fonte: disponível em: <https://clubepeba.wordpress.com/2009/11/16/fly-sul-apoia-o-peba/>. Acesso em: janeiro/2019

O estabelecimento de áreas protegidas e períodos de defeso constitui uma forma particular de controle do esforço de captura, sendo o defeso determinante para a manutenção dos estoques pesqueiros durante períodos críticos (por exemplo, períodos de desova). A delimitação de áreas protegidas tem se tornado uma estratégia razoável de gestão, principalmente quando a capacidade de fiscalização é limitada. O estabelecimento de áreas protegidas tende a favorecer o incremento da biomassa, tamanho individual e diversidade de espécies em todos os grupos funcionais (Halpern 2003). As áreas de exclusão de pesca podem reduzir eventuais efeitos prejudiciais da atividade de captura, contribuindo para a proteção da diversidade genética, com impactos positivos para as áreas adjacentes por meio do transporte de ovos, larvas e peixes para além dos limites preestabelecidos (Roberts et al. 2005). Todavia as reservas tendem a ser ineficazes caso protejam apenas uma etapa do

ciclo de vida das espécies. As áreas de exclusão de pesca só serão efetivas se possuírem tamanho, diversidade biológica suficiente e habitats essenciais para todo o ciclo de vida das espécies protegidas, melhorando os corredores de migração e aumentando a recolonização de habitats adjacentes (Aparicio et al. 2000).

O repovoamento de espécies e a restauração dos ambientes aquáticos também são caminhos que auxiliam o gerenciamento da pesca esportiva. Embora seja praticamente inviável restaurar um ambiente degradado à sua condição primitiva, algumas alternativas podem colaborar para o incremento de estoques ameaçados. Entre elas, estão a criação de substratos de desova, a adoção de atratores artificiais, a restauração de cursos de rios e a redução da carga de nutrientes para o interior dos ambientes aquáticos (Roni et al. 2005). Essas iniciativas tendem a melhorar não somente a pesca esportiva, como também todas as atividades desenvolvidas direta e indiretamente nos ambientes aquáticos (Roni et al. 2005).

As atuais medidas adotadas para a gestão da pesca esportiva no país basicamente estão centradas no tamanho mínimo de captura e em períodos de defeso generalistas, contudo a dinâmica dos recursos pesqueiros tende a variar em escala regional (e, por vezes, local), em razão da diversidade de condicionantes ambientais observáveis e de taxas de exploração antrópica variáveis desses ecossistemas. Assim, medidas de manejo deverão ser ajustadas às populações de cada localidade, com vistas a assegurar o gerenciamento adequado da pesca esportiva (Bartholomew & Bohnsack 2005).

Adicionalmente, ratificamos o que foi mencionado antes: a gestão pesqueira em qualquer âmbito deverá estar atrelada à participação efetiva dos atores envolvidos, a fim de permitir que eventuais soluções complexas e restritivas possam ser aceitas pela maioria (Radomski et al. 2001).

O QUE A PESCA ESPORTIVA NOS RESERVA PARA O FUTURO?

A identificação e mensuração dos impactos ambientais decorrentes da pesca esportiva ainda carecem de maiores esforços acadêmicos. A literatura sugere que poucos países têm se preocupado com a condução de estudos acerca das alterações populacionais e resposta ecossistêmica associadas aos possíveis

impactos oriundos da pesca esportiva. Possivelmente, tal modalidade de captura tem recebido menos atenção em relação à pesca comercial por parte dos pesquisadores e gestores públicos, por ambos erroneamente considerarem que as atividades recreativas tendem a se autogerir.

Notadamente, os principais estudos acerca da pesca esportiva estão concentrados nos Estados Unidos da América, no Canadá e em alguns poucos países da Europa (vide a bibliografia deste documento), havendo uma lacuna de esforços nessa temática em países como o Brasil, que, apesar do expressivo potencial de crescimento da atividade, ainda a desconhece como importante geradora de renda e divisas.

A gestão pesqueira deve ser prioritariamente encarada como uma forma de gerenciar conflitos e interesses humanos, o que evidencia a importância de integrar perspectivas psicológicas, sociológicas e econômicas na gestão da pesca esportiva, visando fornecer uma ótica mais realista da exploração pesqueira, a fim de identificar possíveis estratégias de manejo.

Um melhor entendimento acerca da heterogeneidade de comportamento dos pescadores diante das diferentes opções de manejo e resultados potenciais nas práticas de gestão é fundamental para melhorar o sucesso da atividade. Assim, a integração social pode favorecer a efetividade de estratégias capazes de limitar os eventuais danos da pesca esportiva sobre os ambientes aquáticos.

O futuro da pesca esportiva necessariamente deverá contemplar estratégias de manejo e pesquisa aplicada, objetivando compreender como essa importante atividade pode estimular a economia e promover o bem-estar dos seus praticantes sem causar prejuízos graves à manutenção dos ecossistemas aquáticos. Desse modo, seguramente a pesca esportiva e a conservação ambiental poderão harmonizar diferentes interesses em prol do desenvolvimento sustentável.

REFERÊNCIAS

Ali M, Nicieza A & Wootton RJ. 2003. Compensatory growth in fishes: a response to growth depression. *Fish and Fisheries*, 4: 147-190.

Aparicio E, Vargas M, Olmo JM, De Sostoa A. 2000. Decline of native freshwater fishes in a Mediterranean watershed on the Iberian Peninsula: a quantitative assessment. *Environmental Biology of Fishes*, 59: 11-19.

Arlinghaus R & Cooke SJ. 2005. Global impact of recreational fisheries. *Science*, 307: 1561-1562.

Arlinghaus R & Mehner T. 2003. Socio-economic characterization of specialized common carp (*Cyprinus carpio*) anglers in Germany, and implications for inland fisheries management and eutrophication control. *Fisheries Research*, 61: 19-33.

Arlinghaus R & Mehner T. 2005. Determinants of management preferences of recreational anglers in Germany: Habitat managements versus fish stocking. *Limnologica*, 35: 2-17.

Arlinghaus R, Alós J, Beardmore B, Daedlow K, Dorow M, Fujitani M, Hühn D, Haider W, Hunt LM, Johnson BM, Johnston F, Klefoth T, Matsumura S, Monk C, Pagel T, Post JR, Rapp T, Riepe C, Ward H, Wolter C. 2017. Understanding and Managing Freshwater Recreational Fisheries as Complex Adaptive Social-Ecological Systems. *Reviews in Fisheries Science and Aquaculture*, 25: 1-41.

Arlinghaus R & Cooke SJ. 2005. Global impact of recreational fisheries. *Science*, 307: 1561-1562.

Arlinghaus R, Tillner R & Bork M. 2015. Explaining participation rates in recreational fishing across industrialised countries. *Fisheries Management and Ecology*, 22: 45-55.

Bartholomew A & Bohnsack JA. 2005. A review of catch-and-release angling mortality with implications for no-take reserves. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 15: 129-154.

Bova CS, Halse SJ, Aswani S, Potts WM. 2017. Assessing a social norms approach for improving recreational fisheries compliance. *Fisheries Management and Ecology*, 24: 117-125.

Brownscombe JW, Hyder K, Potts W, Wilson KL, Pope L, Danylchuk AJ, Cooke SJ, Clarke A, Arlinghaus R, Post JR. 2019. The future of recreational fisheries: advances in science, monitoring, management, and practice. *Fisheries Research*, 211: 247-255.

Carpenter SR & Brock WA. 2004. Spatial complexity, resilience, and policy diversity: fishing on lake-rich landscapes. *Ecology and Society*, 9(1): 1-8.

Carpenter SR & Lathrop RC. 1999. Lake restoration: capabilities and needs. *Hydrobiologia*, 395/396: 19-28.

Carruthers TR, Dabrowska K, Haider W, Parkinson EA, Varkey DA, Ward H, McAllister MK, Godin T, Van Poorten B, Askey PJ, Wilson KL, Hunt LM, Clarke A, Newton E, Walters C, Post JR. 2018. Landscape scale social and ecological outcomes of dynamic angler and fish behaviours: processes, data, and patterns. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 1-4.

Chiappone M, Dienes H, Swanson DW, Miller SL. 2005. Impacts of lost fishing gear on coral reef sessile invertebrates in the Florida Keys National Marine Sanctuary. *Biological Conservation*, 121: 221-230.

Chizinski C, Martin D, Hurley K, Pope K. 2014. Self-imposed length limits in recreational fisheries. *Fisheries Research*, 155: 83-89.

Cooke SJ, Cowx IG. 2004. The role of recreational fishing in global fish crises. *Bioscience*, 54: 857-859.

Cooke SJ, Philipp DP, Dunmall KM, Schreer JF. 2001. The influence of terminal tackle on injury, handling time, and cardiac disturbance of rock bass. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 333-342.

Cooke SJ & Suski CD. 2004. Are circle hooks an effective tool for conserving marine and freshwater catch-and-release fisheries? *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 14: 299-326.

Cooke SJ, Suski CD, Siepker MJ, Ostrand KG. 2003. Injury rates, hooking efficiency and mortality potential of largemouth bass (*Micropterus salmoides*) captured on circle hooks and octopus hooks. *Fisheries Research*, 61: 135-144.

Cornelius RR & Margenau TL. 1999. Effects of length limits on muskellunge in Bone Lake, Wisconsin. *North American Journal of Fisheries Management*, 19: 300-308.

Cox S, Walters CJ, Post JR. 2003. A model-based evaluation of active management of recreational fishing effort. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 1294-1302.

Daskalov GM. 2002. Overfishing drives a trophic cascade in the Black Sea. *Marine Ecology Progress Series*, 225: 53-63.

Davis MW & Parker SJ. 2004. Fish size and exposure to air: potential effects on behavioral impairment and mortality rates in discarded sablefish. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 518-524.

Drake MT, Claussen JE, Philipp DP, Pereira DL. 1997. A comparison of bluegill reproductive strategies and growth among lakes with different fishing intensities. *North American Journal of Fisheries Management*, 17: 496-507.

Duffy JE. 2002. Biodiversity and ecosystem function: the consumer connection. *Oikos*, 99: 201-219.

Edwards GP, Neumann RM, Jacobs RP, O'Donnel EB. 2004. Factors related to mortality of black bass caught during small club tournaments in Connecticut. *North American Journal of Fisheries Management*, 24: 801-810.

Farias EGG, Preichardt PR, Dantas DV. 2018. Influence of fishing activity over the marine debris composition close to coastal jetty. *Environmental Science and Pollution Research*, 25: 16246-16253.

Food and Agriculture Organization (FAO). 2012. *FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries*. Roma: FAO.

Food and Agriculture Organization (FAO). 2018. *The State of World Fisheries and Aquaculture 2018 - Meeting the sustainable development goals*. Roma: FAO.

Franson JC, Hansen SP, Creekmore TE, Brand CJ, Evers DC, Duerr AE. 2003. Lead fishing weights and other fishing tackle in selected waterbirds. *Waterbirds*, 26(3): 345-352.

Halpern BS. 2003. The impact of marine reserves: do reserves work and does reserve size matter? *Ecological Applications*, 13: 117-137.

Hansen MJ, Beard TD & Hewett SW. 2000. Catch rates and catchability of walleyes in angling and spearing fisheries in Northern Wisconsin lakes. *North American Journal of Fisheries Management*, 20: 109-118.

Hansen MJ, Beard TD & Hewett SW. 2005. Effect of measurement error on tests of density dependence of catchability for walleyes in Northern Wisconsin angling and spearing fisheries. *North American Journal of Fisheries Management*, 25: 1010-1015.

Hyder K, Weltersbach MS, Armstrong M, Ferter K, Townhill B, Ahvonen A, Arlinghaus R, Baikov A, Bellanger M, Birzaks J, Borch T, Cambie G, de Graaf M, Diogo HMC, Dziemian Ł, Gordo A, Grzebielec R, Hartill B, Kagervall A, Kapiris K, Karlsson M, Kleiven AR, Lejk AM, Levrel H, Lovell S, Lyle J, Moilanen P, Monkman G, Morales-Nin B, Mugerza E, Martinez R, O'Reilly P, Olesen HJ, Papadopoulos A, Pita P, Radford Z, Radtke K, Roche W, Rocklin D, Ruiz J, Scougal C, Silvestri R, Skov C, Steinback S, Sundelöf A, Svagzdys A, Turnbull D, van der Hammen T, van Voorhees D, van Winsen F, Verleye T, Veiga P, Vølstad JH, Zarauz L, Zolubas T, Strehlow HV. 2018. Recreational sea fishing in Europe in a global context - participation rates, fishing effort, expenditure, and implications for monitoring and assessment. *Fish and Fisheries*, 19: 225-243.

Johnston FD, Arlinghaus R, Dieckmann U. 2010. Diversity and complexity of angler behaviour drive socially optimal input and output regulations in a bioeconomic recreational-fisheries model. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 67: 1507-1531.

Juttner F, Backhaus D, Matthias U, Essers U, Greiner U, Mahr B. 1995. Emissions of two-and four-stroke outboard engines - II impact on water quality. *Water Research*, 29: 1983-1987.

Kenyon TNF, Ladich F, Yan HY. 1998. A comparative study of hearing ability in fishes: the auditory brainstem response approach. *Journal of Comparative Physiology A*, 182: 307-318.

Lewin WC, Arlinghaus R, Mehner T. 2006. Documented and potential biological impacts of recreational fishing: insights for management and conservation. *Reviews in Fisheries Science*, 14(4): 305-367.

Longhurst A. 2002. Murphy's law revisited: longevity as a factor in recruitment to fish populations. *Fisheries Research*, 56: 125-131.

Martel D & Dill LM. 1993. Feeding and aggressive behaviors in juvenile coho salmon (*Oncorhynchus kisutch*) under chemically-mediated risk of predation. *Behavioral Ecology and Sociobiology*, 32: 365-370.

Mcilgorm A, Campbell HF, Rule MJ. 2011. The economic cost and control of marine debris damage in the Asia-Pacific region. *Ocean and Coastal Management*, 54(9): 643-651.

Mezzera M & Largiadèr CR. 2001. Evidence for selective angling of introduced trout and their hybrids in a stocked brown trout population. *Journal of Fish Biology*, 59: 287-301.

Morison AK. 2004. Input and output controls in fisheries management: a plea for more consistency in terminology. *Fisheries Management and Ecology*, 11: 411-413.

Munger CR & Kraai JE. 1997. Evaluation of length and bag limits for walleyes in Meredith Reservoir, Texas. *North American Journal of Fisheries Management*, 17: 438-445.

Muoneke MI. 1992. Seasonal hooking mortality of bluegills caught on natural baits. *North American Journal of Fisheries Management*, 12: 645-649.

Näslund I, Nordwall F, Eriksson T, Hannersjö D, Eriksson LO. 2005. Long-term responses of a stream-dwelling grayling population to restrictive fishing regulations. *Fisheries Research*, 72: 323-332.

Needleman HL, Schell A, Bellinger D, Leviton A, Allred EN. 1990. The Long Term Effects of Exposure to Low Doses of Lead in Childhood. An 11-Year Follow-up Report. *The New England Journal of Medicine*, 322: 83-88.

Pace ML, Cole JJ, Carpenter SR, Kitchell JF. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology and Evolution*, 14: 483-488.

Pauly D, Christensen V, Dalsgaard J, Froese R, Torres F. 1998. Fishing down marine food webs. *Science*, 279: 860-863.

Pitcher TJ & Hollingworth C. (Eds.). 2002. *Recreational Fisheries. Ecological, Economic and Social Evaluation*. Londres: Blackwell Science.

Post JR, Mushens C, Paul A, Sullivan M. 2003. Assessment of alternative harvest regulations for sustaining recreational fisheries: model development and application to bull trout. *North American Journal of Fisheries Management*, 23: 22-34.

Post JR, Sullivan M, Cox S, Lester NP, Walters CJ, Parkinson EA, Paul AJ, Jackson L, Shuter BJ. 2002. Canada's recreational fisheries: the invisible collapse? *Fisheries*, 27: 6-17.

Radomski PJ, Grant GC, Jacobson PC, Cook MF. 2001. Visions for recreational fishing regulations. *Fisheries*, 26: 7-18.

Rehnberg BG, Smith RJF, Sloley BD. 1987. The reaction of pearl dace (*Pisces, Cyprinidae*) to alarm substance: time-course of behavior, brain amines, and stress physiology. *Canadian Journal of Zoology*, 65: 2916-2921.

Roberts CM, Hawkins JP, Gell FR. 2005. The role of marine reserves in achieving sustainable fisheries. *Philosophical Transactions B of Royal Society*, 360: 123-132.

Roni P, Hanson K, Beechie T, Pess G, Pollock M, Bartley DM. 2005. *Habitat rehabilitation for inland fisheries*. FAO Fisheries Technical Paper, 484.

Ryman N, Utter F & Laikre L. 1995. Protection of intraspecific biodiversity of exploited fish. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 5: 417-446.

Scheuerell MD & Schindler DE. 2004. Changes in the spatial distribution of fishes in lakes along a residential development gradient. *Ecosystems*, 7: 98-106.

Smith ME, Kane AS, Popper AN. 2004. Acoustical stress and hearing sensitivity in fishes: does the linear threshold shift hypothesis hold water? *Journal of Experimental Biology*, 207: 3591-3602.

Spielman D, Brook BW & Frankham R. 2004. Most species are not driven to extinction before genetic factors impact them. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 101: 15261-15264.

Steeger TM, Grizzle JM, Weathers K, Newman M. 1994. Bacterial diseases and mortality of angler-caught largemouth bass released after tournaments on Walter F. George Reservoir, Alabama-Georgia. *North American Journal of Fisheries Management*, 14: 435-441.

Suski CD & Philipp DP. 2004. Factors affecting the vulnerability to angling of nesting male largemouth and smallmouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1100-1106.

Suski CD, Killen SS, Cooke SJ, Kieffer JD, Philipp DP, Tufts BL. 2004. Physiological significance of the weigh-in during live-release angling tournaments for largemouth bass. *Transactions of the American Fisheries Society*, 133: 1291-1303.

Vallin L & Nissling A. 2000. Maternal effects on egg size and egg buoyancy of Baltic cod, *Gadus morhua* Implications for stock structure effects on recruitment. *Fisheries Research*, 49: 21-37.

Wolter C & Arlinghaus R. 2003. Navigation impacts on freshwater fish assemblages: the ecological relevance of swimming performance. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 13: 63-89.



CAPÍTULO 8

**EFEITOS MORFOFISIOLÓGICOS DA CONTAMINAÇÃO
POR ÓLEO DIESEL NA LEGUMINOSA
CANAVALLIA ENSIFORMIS (L.) DC.**

Cleusa Bona
Amanda Gailit Balliana
Universidade Federal do Paraná (UFPR)

Bárbara B. Moura
Universidade Estadual de Campinas (Unicamp)

Luiz Antonio de Souza
Universidade Estadual de Maringá (UEM)

INTRODUÇÃO

A contaminação dos solos por petróleo e seus derivados, como o óleo *diesel*, tornou-se comum e ocorre em escala global. Como o óleo *diesel* é composto de uma mistura de hidrocarbonetos totais do petróleo (TPHs) e hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) (Adam & Duncan 1999, Adebusoye et al. 2010), ele é tóxico para o ecossistema e para a saúde humana (Banks & Schultz 2005). Além disso, os HPAs são compostos hidrofóbicos e altamente persistentes no meio ambiente (Enell et al. 2008), pois ficam adsorvidos nas partículas do solo e a degradação é lenta (Pereira Netto et al. 2000).

Técnicas naturais de remediação têm sido desenvolvidas para atuar em solos contaminados por petróleo e derivados. Entre elas, destaca-se a fitorremediação, técnica que utiliza plantas e seus microrganismos associados para remediar o contaminante (Cunningham & Ow 1996). A combinação de

plantas e microrganismos resultou em uma abordagem mais eficiente no processo de descontaminação, especialmente de poluentes orgânicos (Gerhardt et al. 2009). Nesse sentido, as plantas leguminosas apresentam vantagem na fitorremediação (Merkl et al. 2004), pela capacidade de realizar simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio. Isso porque a disponibilidade de nitrogênio diminui em solos contaminados com petróleo (Merkl et al. 2004), afetando o crescimento das plantas.

Algumas espécies são capazes de crescer e se desenvolver em solos altamente contaminados (Cunningham & Ow 1996), porque o efeito do óleo depende também de vários fatores externos, como temperatura, umidade e tipo de solo (Baker 1970). Para maximizar a função fitorremediadora das plantas, estudos prévios são necessários para posterior utilização das espécies em campo (Gerhardt et al. 2009). Algumas espécies, embora apresentem redução na biomassa (Maranho et al. 2006, Inckot et al. 2011), alterações radiculares (Alkio et al. 2005, Bona et al. 2011b) e sintomas foliares (Alkio et al. 2005, Gogosz et al. 2010, Agamuthu et al. 2010), podem ser tolerantes ao contaminante, no entanto aquelas com aumento da biomassa (Merkl et al. 2005, Nogueira et al. 2011), do comprimento radicular (Baker 1970) e da densidade de tricomas radiculares (Inckot et al. 2008, Nogueira et al. 2011) em solo contaminado podem ser mais eficientes na fitorremediação.

Testes de germinação em solos contaminados permitem avaliar, em curto prazo, os efeitos de toxicidade do contaminante (Banks & Schultz 2005, Chen et al. 2013). A germinação pode não ser alterada na presença do petróleo e derivados, como em *Campomanesia xanthocarpa* (Mart.) O. Berg (Gogosz et al. 2010), *Mimosa pilulifera* Benth. (Inckot et al. 2011) e leguminosas (Smith et al. 2006), ou ser inibida como em *Zea mays* L. (Amakiri & Onofeghara 1984) e *Acorus calamus* L. (citada como *Acorus tatarinowii*) (Chen et al. 2013), por causa tanto das características da planta quanto do nível de toxicidade do óleo.

Canavalia ensiformis, conhecida como feijão-de-porco, é espécie de Fabaceae arbustiva de origem centro-americana, cultivada em regiões tropicais e subtropicais de todo o mundo.

Tem boa produção de biomassa e capacidade de se adaptar às condições adversas do solo (Espindula et al. 2005) e possui raízes que atingem grandes profundidades e rápido crescimento (Alvarenga et al. 1995). Tais características em geral são indicadas para espécies usadas em fitorremediação.

Em função dessas características, Balliana et al. (2016) testaram a tolerância de *C. ensiformis* transplantando mudas para solo contaminado com óleo *diesel*. A sobrevivência foi de apenas 17%, em que as plantas não apresentaram danos celulares visíveis. Esses resultados evidenciam a necessidade de uma avaliação mais ampla para se entender melhor a resistência da espécie. Testar a germinação diretamente no solo contaminado é um processo mais viável para a fitorremediação, em vez do transplante das mudas (Balliana et al. 2016).

Com base nos resultados anteriores (Balliana et al. 2016), foram testadas as seguintes hipóteses:

- *C. ensiformis* apresenta boa porcentagem de germinação em solo contaminado com óleo *diesel*;
- o crescimento das plantas de *C. ensiformis* germinadas em solo com óleo *diesel* não difere significativamente daquelas em solo não contaminado, considerando-se o ciclo completo da planta;
- a estrutura morfoanatômica da folha e da raiz de *C. ensiformis* em substrato contaminado com diferentes concentrações de óleo *diesel* não é afetada significativamente.

MATERIAL E MÉTODOS

As sementes de *C. ensiformis* foram adquiridas de produtor comercial (Piraí Sementes, Piracicaba, São Paulo), e obteve-se o substrato no comércio (Riga Comércio de Insumos, Paraná, Brasil).

O experimento constou de quatro tratamentos: substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo *diesel* em nível de 6, 12 e 25%, correspondente a 11,8, 23,7 e 47,5 ml *diesel* kg⁻¹,

respectivamente. O substrato foi contaminado com óleo *diesel* S500 30 dias antes da sementeira e deixado em vasos (5 L) em casa de vegetação com irrigação automática de 15 segundos a cada hora. Cada tratamento foi composto de 15 repetições (vaso) com cinco sementes em cada vaso (75 sementes por repetição). Após a germinação, foram mantidas duas plantas por vaso (30 plantas por repetição).

Após a sementeira, o experimento foi conduzido durante 210 dias, até a frutificação das plantas. Durante o período experimental, as plantas foram mantidas em casa de vegetação com temperatura média de 20,1°C (mínima de 10,5°C, máxima de 33°C), umidade média de 72% (mínima de 19%, máxima de 96%) e radiação média durante o dia (8-18 h) de 2.409,37 kJ/m² (mínima de 0 kJ/m², máxima de 3.942 kJ/m²). Distribuíram-se os vasos de maneira aleatória, ocupando área total de 20 m², com irrigação por nebulização automática de aproximadamente 20 s a cada 30 min.

O número de sementes germinadas e o índice de velocidade de germinação (IVG) foram determinados por meio da fórmula descrita por Maguire (1962): $IVG = G1/N1 + G2/N2 + \dots + Gn/Nn$, em que: G1, G2..., Gn correspondem ao número de plântulas computadas na primeira, na segunda até a última contagem, e N1, N2 e Nn equivalem ao número de dias após o plantio das sementes.

As plantas foram avaliadas quantitativa e qualitativamente após 30 (T30), 60 (T60), 90 (T90) e 210 (T210) dias da sementeira. Para cada coleta, três plantas foram selecionadas para mensuração do comprimento da raiz principal, do volume radicular, da biomassa da raiz e da parte aérea, da área foliar, bem como para a análise anatômica.

As mensurações de comprimento da raiz principal foram feitas com régua milimetrada. Obteve-se volume radicular pela imersão do órgão em proveta com água, e mensurou-se a biomassa em balança de precisão (210x.0001). Para a biomassa seca, desidrataram-se as plantas em estufa de secagem por 48 h, a 45°C. A área foliar do eofilo foi mensurada no T30, T60 e T90, e a área dos três folíolos (folha trifoliolada) do metafile (primeira folha definitiva), no T30, T90 e T210. A mensuração ocorreu no programa ImageJ com base nas imagens digitalizadas das folhas prensadas e desidratadas.

As análises de teor de clorofila e carotenoides foram realizadas no eofilo das plantas do T30 e no metafile das plantas do T90. Os pigmentos foram quantificados pela técnica de extração com acetona 80% em espectrofotometria no ultravioleta visível (Engel & Poggiani 1991). Para a extração, amostras de 0,01 g de folhas foram congeladas e maceradas manualmente em ambiente escuro. Os extratos foram diluídos em 10 ml de acetona 80%, centrifugados a 1.750 rpm por 3 min e analisados em espectrofotômetro (Synergy HT, BioTek, Vermont, Estados Unidos). Aplicaram-se os resultados obtidos à fórmula de Lichtenthaler & Wellburn (1983).

As análises anatômicas foram efetuadas nas plantas do T30, T90 e T210, cujas amostras se fixaram em glutaraldeído e formaldeído (Karnovsky 1965). Coletaram-se amostras das raízes de segunda ordem na região apical, na zona de distensão (± 1 cm do ápice) e na porção basal. As análises de tricomas radiculares foram feitas nas raízes de terceira ordem. Amostras da região mediana do limbo do eofilo e do folíolo médio do metafile foram examinadas em microscopia de luz.

Para microscopia, as amostras foram desidratadas em série etílica ascendente até álcool 70%, pré-infiltradas em resina (hidroxietilmetacrilato) e álcool 70% na proporção de 1:1 v/v e incluídas em resina pura com adição de ativador, conforme instruções do fabricante (Leica Biosystems, Wetzlar, Alemanha). Todo o processo foi realizado a vácuo. Cortes de 7 μ m foram feitos em micrótomo de rotação e corados com azul de toluidina (Pearse 1961). Amostras de raiz, eofilo e metafile foram submetidas a testes com sudan III para detecção de lipídios (Sass 1951) e cloreto férrico para detectar compostos fenólicos (Johansen 1940). Submeteram-se também amostras da raiz ao teste com floroglucinol para detecção de lignina (Johansen 1940). O teste com floroglucinol deu-se em cortes à mão livre com navalha descartável e montados em lâmina semipermanente com gelatina glicerinada (Kaiser 1880).

Por meio de lâminas permanentes, para as análises quantitativas do eofilo e do metafile, mensurou-se a espessura total do limbo e do parênquima paliçádico e esponjoso. Para a raiz, foram medidos o diâmetro total e do cilindro vascular e a espessura do córtex. As mensurações ocorreram com ocular

micrométrica, em seis cortes de três indivíduos, totalizando 18 amostras, em microscópio (Olympus, Tóquio, Japão) calibrado com auxílio de uma lâmina de calibração micrométrica (Zeiss 5 + 100/ 100 mm).

Compararam-se as variáveis em análise de variância bifatorial (Anova). Quando a análise dos resultados indicou diferenças significativas entre médias dos tratamentos, estas foram comparadas pelo teste de Tukey no nível 5% de probabilidade.

RESULTADOS

Avaliação morfofisiológica

O número de sementes germinadas não foi afetado significativamente pelo óleo *diesel* nos diferentes níveis de concentração (0% = 65, 6% = 70, 12% = 65, 25% = 63). O pico de germinação ocorreu no quinto dia após a semeadura em todos os tratamentos, não havendo alteração na velocidade de germinação entre os tratamentos. O número de plantas mortas ao longo do experimento nos níveis de contaminação de 0, 6, 12 e 25% foi de uma (1,3%), seis (8%), quatro (5,3%) e oito (10,6%) plantas, respectivamente.

A emissão dos eofilos ocorreu a partir do 17.º dia e com 30 dias, quando as plantas de todos os tratamentos se encontravam em estágio semelhante de crescimento (Figuras 1A-1D). Aos 60 dias, observou-se atraso na emissão das primeiras folhas definitivas (metafilos) das plantas dos tratamentos 6 e 12% em comparação aos tratamentos 0 e 25% (Figuras 1E-1H). Após 90 dias, as plantas do tratamento 0% tinham emitido maior número de folhas em comparação às dos tratamentos contaminados. Entre as plantas dos tratamentos contaminados, as de 6 e 12% emitiram maior número de folhas comparadas às plantas do tratamento 25% (Figuras 2A-2D). Depois de 210 dias, as plantas dos tratamentos 6 e 25% emitiram mais folhas em relação às plantas do 0 e 12% (Figuras 2E-2H). Nessa fase todas as plantas se encontravam em estágio reprodutivo, com flores e frutos (Figuras 2F e 2G).

Figura 1 – Plantas de *Canavalia ensiformis* após 30 (T30) e 60 (T60) dias da sementeira em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo diesel a 6, 12 e 25%. Barras: 4 cm

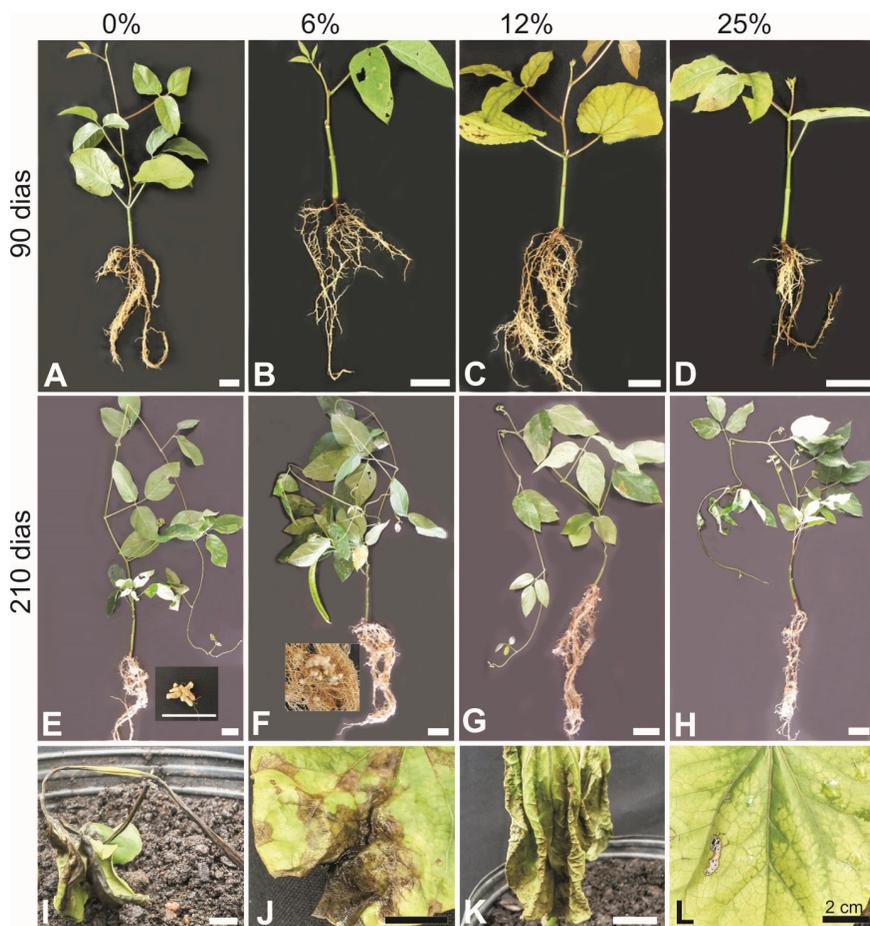


Fonte: primária

A partir de 30 dias após a sementeira, algumas plantas de todos os tratamentos contaminados apresentaram sintomas como escurecimento e morte do caule (Figura 2I) e sintomas foliares como necrose (Figura 2J) e ressecamento (Figura 2H). Amarelecimento do eofilo foi comum em todos os tratamentos a partir de 60 dias (Figuras 1E-1H e 2L).

O sistema radicular apresentou raiz principal com ramificação lateral semelhante em todos os tratamentos (Figuras 1 e 2), com exceção do 25%, em que estava menos ramificado após 90 e 210 dias (Figuras 2D e 2H). Nódulos radiculares foram identificados em todos os tratamentos somente na análise de 210 dias (Figuras 2E e 2F).

Figura 2 – Plantas de *Canavalia ensiformis* após 90 (A, B, C e D) e 210 dias (E, F, G e H) da semeadura em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo diesel a 6, 12 e 25%. Planta inteira e detalhe dos nódulos radiculares; (I-L) sintomas observados nos efilos das plantas em substrato contaminado, após 30 dias da semeadura; (I) escurecimento do caule; (J) necrose do efilo; (K) ressecamento do efilo; (L) amarelecimento do efilo. Barras: A-H = 4 cm; I-L = 2 cm



Fonte: primária

Ao longo do experimento, os valores do comprimento da raiz principal foram significativamente maiores nas plantas do tratamento sem contaminação (controle) em relação às que cresceram em substrato contaminado (Figura 3A). O

comprimento da raiz principal apresentou redução de tamanho nas mensurações de 60 e 90 dias em relação às raízes do período de 30 dias, retomando o crescimento a partir dos 90 dias.

O volume radicular no tratamento não contaminado sofreu aumento significativo e gradual a partir de 60 dias (Figura 3B). Nos tratamentos com substrato contaminado, o volume radicular aumentou significativamente apenas no tratamento 6%, dos 90 aos 210 dias. Entre os tratamentos, só houve diferença significativa do volume radicular na mensuração de 60 dias entre os tratamentos 6 e 25%. Nas demais mensurações, o volume radicular foi estatisticamente igual entre os tratamentos (Figura 3B).

A biomassa radicular sofreu incremento significativo até os 90 dias apenas no tratamento sem contaminação (Figura 3C). Dos 90 até 210 dias, a biomassa aumentou significativamente em todos os tratamentos, exceto no de 25% de contaminação. Houve diferença estatística entre os tratamentos de 6 e 25% na mensuração de 210 dias. A menor biomassa radicular foi registrada para as plantas do tratamento de 25% e a maior para as plantas do tratamento de 6% (Figura 3C).

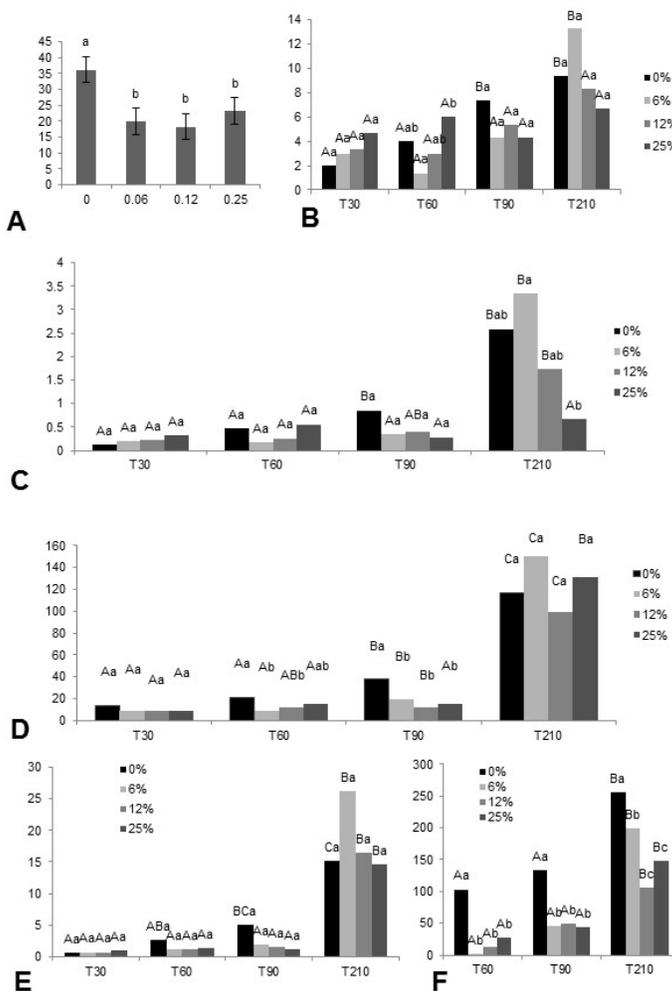
O crescimento da planta no que se refere ao comprimento do caule só foi expressivamente maior no tratamento 0% em comparação aos tratamentos 6 e 12% na mensuração de 60 dias e a todos os contaminados após 90 dias (Figura 3D). Aos 210 dias, as plantas de todos os tratamentos cresceram de forma similar. Nota-se que o crescimento foi significativamente maior a partir de 60 dias para todos os tratamentos.

O maior aumento da biomassa aérea ocorreu entre 90 e 210 dias, com aumento significativo nas plantas dos tratamentos com contaminação. A biomassa foi semelhante entre os tratamentos contaminados e não contaminados em todos os períodos avaliados (Figura 3E).

A área do eofilo foi estatisticamente maior nas plantas em substrato com 25% de contaminação (81,8 mm) sobretudo em relação aos tratamentos 0 (59,2 mm) e 12% (55 mm). A área cresceu significativamente até os 60 dias, atingindo a maturidade nesse período para as plantas de todos os tratamentos.

Aumento significativo na área foliar (metafilo) foi observado após 90 dias. Em todos os períodos de coleta, a área do metafilo das plantas do tratamento 0% foi significativamente maior em relação à dos demais tratamentos, e não houve variação entre as porcentagens de contaminação (Figura 3F).

Figura 3 – Mensurações da raiz e do caule de *Canavalia ensiformis* após 30 (T30), 60 (T60), 90 (T90) e 210 (T210) dias, em substrato não contaminado (0%) e contaminado a 6, 12 e 25% com óleo diesel. (A) Comprimento da raiz principal (cm) em diferentes níveis de contaminação do solo; (B) volume das raízes (ml); (C) biomassa das raízes (g); (D) comprimento do caule (cm); (E) biomassa da parte aérea (g); (F) área do metafilo (cm²). Letras minúsculas referem-se aos tratamentos e maiúsculas ao tempo do experimento. Médias seguidas pela mesma letra minúscula e maiúscula não diferem estatisticamente pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade (n = 3)



Fonte: primária

Os teores de clorofila total foram semelhantes entre os tratamentos na avaliação de 30 dias. Na avaliação de 90 dias, apesar de apresentarem tendência à redução nos tratamentos contaminados, só foram significativamente menores no tratamento de 12%. Já os teores de carotenoides não variaram significativamente entre os tratamentos, embora tenham exibido tendência à redução nos tratamentos contaminados com o passar do tempo (Tabela 1).

Tabela 1 – Teor de clorofila total e de carotenoides no eofilo e metafile de *Canavalia ensiformis* aos 30 (T30) e 90 (T90) dias após a semeadura em substrato não contaminado (0%) e contaminado a 6, 12 e 25% com óleo diesel (n = 3). Valores seguidos de letras distintas na mesma coluna são significativamente diferentes baseados pelo teste de Tukey (p < 0,05)

Tratamento	Clorofila total (µg/ml)			Carotenoides (µg/ml)		
	Eofilo T30	Eofilo T90	Metafile T90	Eofilo T30	Eofilo T90	Metafile T90
0%	3,15 ± 3,09	6,14 ^a ± 11,23	5,93 ± 33,57	0,45 ± 26,6	0,99 ± 42,75	0,76 ± 41,98
6%	3,28 ± 14,39	5,02 ^{ab} ± 1	5,38 ± 14,56	0,45 ± 24,75	0,82 ± 28,45	0,68 ± 19,48
12%	3,29 ± 16,42	3,33 ^b ± 27,34	3,36 ± 25,08	0,46 ± 22,68	0,51 ± 29,8	0,43 ± 35,04
25%	3,49 ± 38,44	3,74 ^{ab} ± 23,87	3,08 ± 26,69	0,55 ± 30,71	0,63 ± 34,76	0,37 ± 21,53

Fonte: primária

Avaliação anatômica

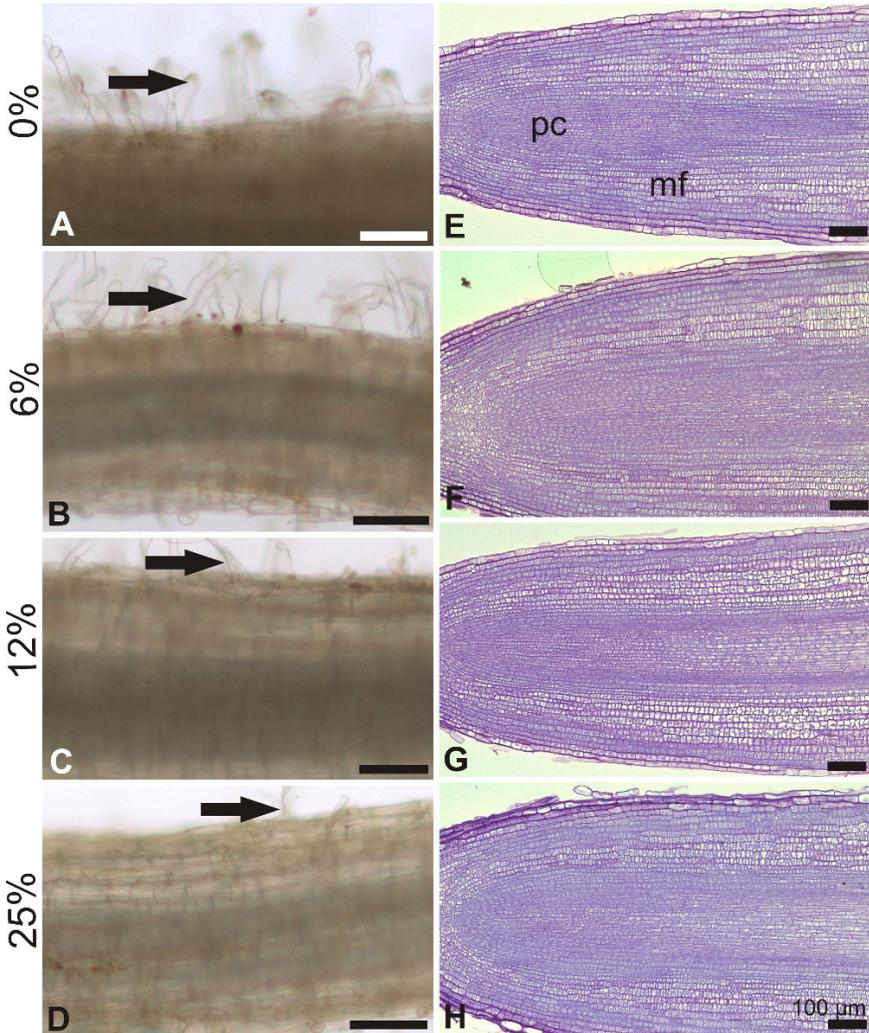
Raiz

Tricomatas radiculares foram registrados em todas as raízes terciárias, sendo a pilosidade visivelmente mais densa nas raízes dos tratamentos 0 e 6% (Figuras 4A-4D). O meristema apical das raízes secundárias evidenciou células iniciais e células derivadas imediatas sem alterações visíveis entre os tratamentos (Figuras 4E-4H).

A raiz na região de distensão apresentou epiderme com células arredondadas em corte transversal e aspecto semelhante entre os tratamentos nas análises de 30, 90 e 210 dias (Figuras 5A-5F). O córtex parenquimático exibiu estrutura semelhante entre os tratamentos, com pequenos espaços intercelulares. Células rompidas foram visualizadas somente nas plantas do tratamento 25% após 90 dias de experimento (Figura 5E). O cilindro vascular encontrava-se em crescimento primário em todos os tratamentos, com quatro polos de protoxilema e metaxilema em diferenciação (Figuras 5A-5F).

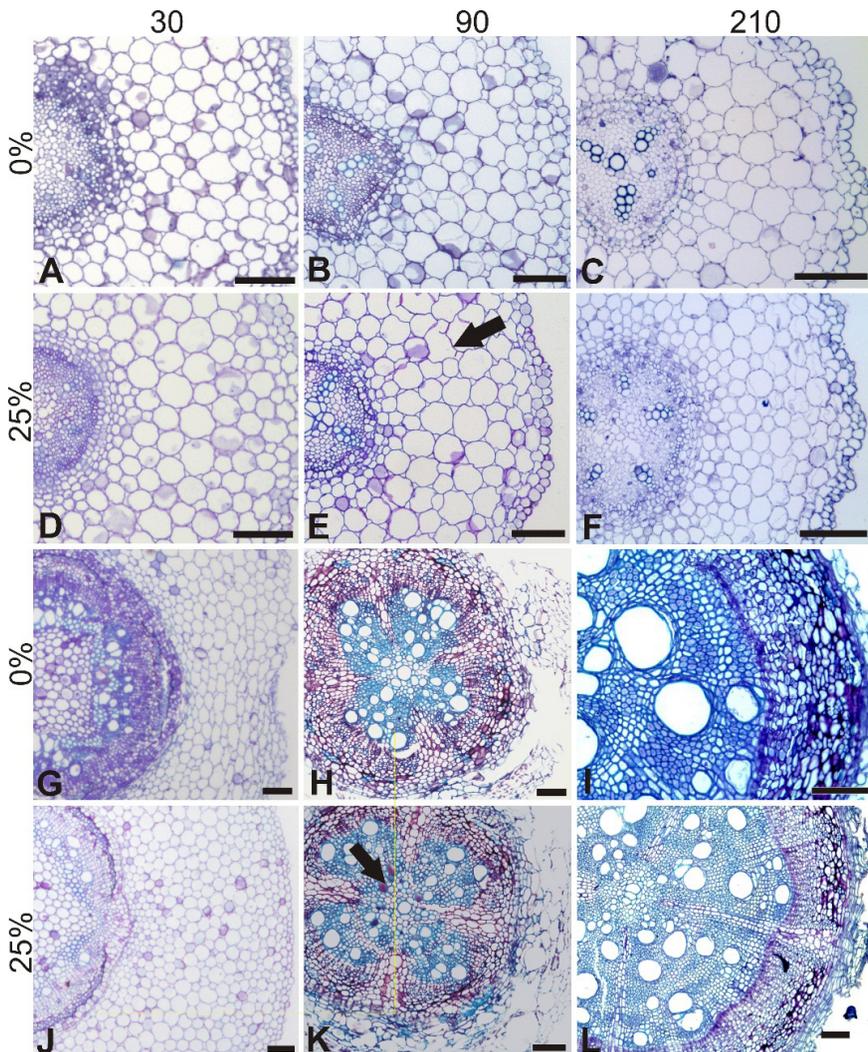
Na região basal, as raízes das plantas de todos os tratamentos estavam em início de crescimento secundário na análise de 30 dias (Figuras 5G e 5J). Nesse estágio, a epiderme e o córtex ainda estavam presentes e sem alterações importantes. Na maioria das raízes notou-se presença de medula parenquimática, caracterizando início da região de transição entre caule e raiz (Figuras 5G e 5J). Após 90 dias, as plantas de todos os tratamentos estavam em estágio semelhante de crescimento secundário, ligeiramente mais avançado nas plantas do tratamento 0%. A periderme encontrava-se instalada, com início de formação de súber e córtex quase totalmente eliminado ou rompido (Figuras 5H e 5K). Nos tratamentos 12 e 25% foram registrados elementos traqueais obliterados com conteúdo denso (Figura 5K). Não se constataram alterações de lignificação ou suberização das paredes nem a presença de compostos fenólicos.

Figura 4 – Raiz de *Canavalia ensiformis* após 90 dias em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo diesel a 6, 12 e 25%. (A-D) Vista frontal de raízes terciárias com tricomas radiculares (seta); (E-H) seções longitudinais dos ápices das raízes, com meristema fundamental (mf) e procâmbio (pc). Barra: 100 µm



Fonte: primária

Figura 5 – Seções transversais de raízes de segunda ordem de *Canavalia ensiformis* após 30, 90 e 210 dias da sementeira em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo *diesel* a 25%. (A-F) Região de distensão, apresentando crescimento primário com células corticais intactas ou raramente rompidas (seta); (G-L) região basal em início de crescimento secundário (30 dias) e crescimento secundário evidente em 90 e 210 dias. Elementos traqueais obliterados na imagem K (seta). Barra: 100 µm



Fonte: primária

Na região de distensão, o diâmetro total da raiz foi menor ou teve a tendência de ser menor nas plantas do tratamento 0% (Tabela 2). A espessura do córtex foi menor nas plantas dos tratamentos 0 e 6% em comparação com a do 12% somente na mensuração de 90 dias. O diâmetro do cilindro vascular foi semelhante entre todos os tratamentos (Tabela 2).

Tabela 2 – Mensurações da raiz de *Canavalia ensiformis* após 30 (T30) e 90 (T90) dias de semeadura, em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo diesel a 6, 12 e 25% (n = 3). Valores seguidos de letras distintas na mesma linha são significativamente diferentes baseados pelo Teste de Tukey (p < 0,05)

Mensuração	Região		0%	6%	12%	25%	f	p
Diâmetro total	Distensão	T30	801,7 ^a ± 47,9	1.037 ^b ± 140	1.115 ^b ± 114,6	1.171 ^b ± 20,8	8.93	0.006
		T90	806,1 ^a ± 187	871,5 ^{ab} ± 71,8	1.217,3 ^b ± 133,4	984,9 ^{ab} ± 154,2	4.63	0.03
	Base	T30	1.695,6 ± 652	2.280 ± 52,7	2.522 ± 147,8	2.248 ± 210	2.99	0.09
		T90	–	1.106,6 ± 243	871,5 ± 157,1	1.106,6 ± 20,8	0.31	0.74
Espessura do córtex	Distensão	T30	332,8 ± 51	373 ± 8,3	419 ± 191,5	400 ± 10,7	0.63	0.61
		T90	271,1 ^a ± 50	304,3 ^a ± 34,5	462 ^b ± 50	354,1 ^{ab} ± 77,1	6.86	0.01
	Base	T30	434,9 ^a ± 118	662 ^b ± 30,7	716 ^b ± 15,49	610 ^b ± 10,7	11.68	0.002
		T90	–	403,9 ± 4,7	218,5 ± 83,1	276,6 ± 23,9	1.01	0.41
Diâmetro do cilindro vascular	Distensão	T30	263,9 ± 4,7	282 ± 0,1	285 ± 33,2	283 ± 19,3	0.95	0.45
		T90	221,3 ± 37,4	243,4 ± 9,5	318,1 ± 23,9	260 ± 64,4	3.31	0.07
	Base	T30	774,3 ± 187	986,5 ± 83,3	1174 ± 69,9	972 ± 91,8	2.7	0.11
		T90	830 ± 0,1	586,5 ± 220,5	636,3 ± 62,8	594,8 ± 86,3	2.6	0.12

– Dado não mensurado em razão de ausência de córtex

Fonte: primária

Na região basal, não houve diferença entre os tratamentos nas mensurações de 30 e 90 dias (Tabela 3). A espessura do córtex também foi significativamente menor nas plantas do tratamento 0% somente na mensuração de 30 dias (Tabela 2). Na mensuração de 90 dias, não foram consideradas as mensurações para o tratamento 0% por causa da perda do córtex primário, na região basal da raiz. O diâmetro do cilindro vascular foi semelhante entre os tratamentos (Tabela 2).

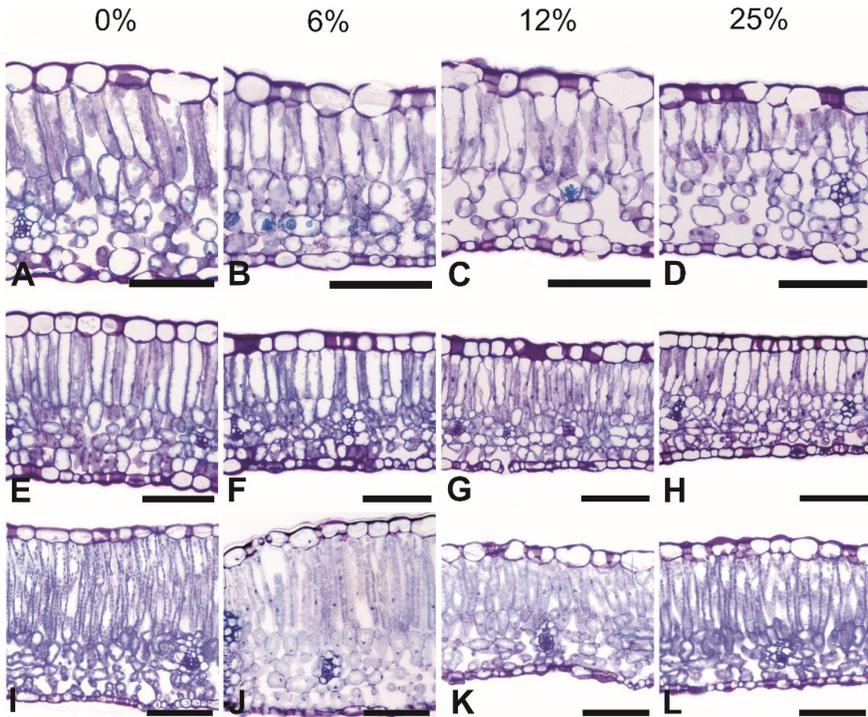
Folha

A cutícula e a cera epicuticular do eofilo e metafile não apresentaram alterações em nenhuma das duas faces entre as plantas dos tratamentos. A espessura do eofilo e a altura das células do parênquima paliçádico foram semelhantes nas plantas de todos os tratamentos na mensuração de 30 dias e maiores após 90 dias no tratamento 0% (Figuras 6A-6D, tabela 3).

O metafile apresentou tendência de redução na espessura do limbo e altura das células do parênquima paliçádico nos tratamentos de 6 e 12% e foi significativamente menor no de 25%, em relação ao tratamento sem contaminação, na mensuração de 90 dias (Figuras 6E-6H, Tabela 3). O parênquima esponjoso de nenhuma das duas folhas demonstrou alteração (Tabela 3). Após 210 dias o metafile, em seção transversal, foi visualmente mais espesso em algumas folhas com células mais altas no parênquima paliçádico (Figuras 6I-6L), no entanto não houve diferença estatística nas mensurações do limbo.

Compostos fenólicos nas células do mesofilo foram detectados no limbo do eofilo (Figuras 7A-7D) e metafile (Figuras 7E-7H) apenas nos tratamentos contaminados. A reação foi positiva para detecção com cloreto férrico (Figuras 7B e 7F).

Figura 6 – (A-D) Seções transversais do eofilo de *Canavalia ensiformis* aos 90 dias após a semeadura; (E-H) metafilo aos 90 dias; (I-L) metafilo aos 210 dias, em substrato não contaminado (0%) e contaminado a 6, 12 e 25% com óleo *diesel*. Barra: 100 µm



Fonte: primária

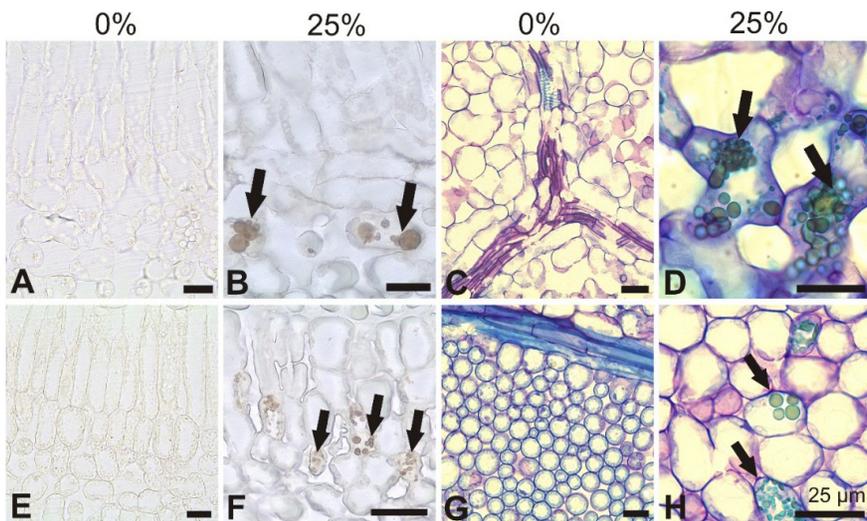
Tabela 3 – Mensurações (μm) do eofilo e metafilo de *Canavalia ensiformis* após 30 (T30) e 90 (T90) dias de semeadura, em substrato não contaminado (0%) e contaminado com óleo diesel a 6, 12 e 25% ($n = 3$)

Folha	Espessura		0%	6%	12%	25%	f	p
Eofilo	Total	T30	202,4 \pm 19	195,3 \pm 22,6	198 \pm 1,9	211 \pm 23,5	0,44	0,72
		T90	301,5 ^a \pm 12,6	249 ^b \pm 0,1	240,7 ^b \pm 24,9	235,1 ^b \pm 4,7	13,8	0,001
	PP	T30	119,5 \pm 37,6	87,4 \pm 10,7	81,8 \pm 1,9	98,4 \pm 18,3	1,77	0,23
		T90	149,4 ^a \pm 21,9	102,3 ^b \pm 17,2	96,8 ^b \pm 4,7	77,4 ^b \pm 4,7	13,51	0,001
	PE	T30	73,5 \pm 5,7	68,8 \pm 9,7	80,2 \pm 4,7	74,4 \pm 10	0,58	0,64
		T90	113,4 \pm 20,8	102 \pm 4,7	88,5 \pm 9,5	113,3 \pm 4,7	2,91	0,1
Metafilo	Total	T90	273,9 ^a \pm 24,9	251,7 ^{ab} \pm 19,1	226,8 ^b \pm 4,7	207,5 ^b \pm 16,6	7,82	0,009
	PP	T90	118,9 ^a \pm 9,5	99,6 ^{ab} \pm 14,3	99,6 ^{ab} \pm 0,1	77,4 ^b \pm 11,3	8,84	0,006
	PE	T90	102,3 \pm 17,2	108,2 \pm 17,1	77,4 \pm 4,7	85,7 \pm 4,7	3,84	0,056

Legenda – PP: parênquima paliçádico; PE: parênquima esponjoso

Fonte: primária

Figura 7 – (A, B, E, F) Seções transversais e (C, D, G, H) paradérmicas do eofilo (A-D) e metafilo (E-H) de *Canavalia ensiformis* aos 90 dias após a semeadura em substrato não contaminado (0%) e contaminado a 25% com óleo diesel. Setas indicam compostos fenólicos. (A, B, E, F) Teste com cloreto férrico; (C, D, G, H) teste com azul de toluidina. Barra: 25 μm



Fonte: primária

DISCUSSÃO

O óleo *diesel* não inibiu a germinação das sementes de *Canavalia ensiformis*, e as plantas germinaram de maneira uniforme entre os tratamentos. Diferentemente de *C. ensiformis*, muitas plantas tiveram a germinação prejudicada na presença de óleo *diesel*, como as leguminosas *Vicia sativa* L., *Trifolium album* (Medik.) Loisel. e *Trifolium dubium* Sibth. (Adam & Duncan 2002) e *A. calamus* (Chen et al. 2013). Para *A. calamus*, foi registrada taxa de germinação inversamente proporcional ao aumento da concentração do óleo *diesel* (Chen et al. 2013).

O intervalo de tempo de 30 dias entre a contaminação e a semeadura pode ter sido o fator decisivo para a boa germinação, pois, ao longo do tempo, a toxidez do contaminante é reduzida por causa da evaporação ou degradação dos componentes de menor peso molecular do óleo (Lin & Mendelssohn 1998). Parece ocorrer relação direta entre a germinação e o tempo de contaminação (Smith et al. 2006). Essa hipótese também foi confirmada para *Schinus terebinthifolius*, com melhor resultado de germinação nos maiores intervalos de tempo entre a contaminação e o plantio (Bona et al. 2011a). A redução da concentração de compostos voláteis do óleo *diesel* no substrato parece ser o que permite maior taxa de germinação (Adam & Duncan 2002). Portanto, o tempo entre a contaminação e a germinação parece essencial para o bom desempenho das sementes.

Outro fator favorável à boa germinação de *C. ensiformis* foi a possível disponibilidade de água para as sementes. Apesar de haver informação na literatura sobre a redução na disponibilidade de água, em função da formação de barreira hidrofóbica pelo óleo (Adam & Duncan 2002), acredita-se que isso não tenha ocorrido no presente experimento, uma vez que as sementes foram depositadas no solo após o processo de contaminação. Possivelmente, o óleo recobriu as partículas de solo deixando-as hidrofóbicas e a água mais disponível para as sementes, favorecendo a germinação.

Até 30 dias após a sementeira, as plantas desenvolveram-se de maneira semelhante entre os tratamentos, talvez porque todos os nutrientes necessários para o estabelecimento da planta foram adquiridos dos cotilédones. No início do experimento, as plantas na maior concentração de óleo *diesel* (25%) apresentaram o maior crescimento, o que confirma a maior disponibilidade de água no solo mais contaminado.

Observou-se em *C. ensiformis* a tendência de, quanto maior o nível de contaminação, maior o desenvolvimento do sistema radicular. A maior ramificação aumenta a superfície de contato das raízes para a absorção de água e nutrientes, favorecendo o crescimento da planta. O aumento das ramificações também pode ser atribuído à redução no comprimento da raiz principal, até os 90 dias, decorrente da necrose desse órgão. Como compensação, quando há morte da raiz principal, há maior formação de raízes secundárias e, conseqüentemente, maior volume radicular, característica também registrada para *Campomanesia xanthocarpa* em solo contaminado com petróleo (Gogosz et al. 2010). A capacidade de uma espécie em ramificar o sistema radicular em solos contaminados é uma característica essencial para a fitorremediação (Rentz et al. 2003).

O crescimento foi mais lento até os 90 dias de experimento, aumentando de maneira significativa após esse período (210 dias) para as plantas de todos os tratamentos. Na análise de 210 dias houve desenvolvimento de nódulos radiculares, flores e frutos em todas as plantas. A redução na toxidez do óleo, com o passar do tempo (Lin & Mendelsohn 1998), pode ter sido o fator que auxiliou no maior crescimento das plantas. Com isso, os nutrientes possivelmente estavam mais disponíveis para as plantas. Acredita-se que a formação de nódulos radiculares foi essencial para o bom desenvolvimento das plantas, pois solos contaminados por hidrocarbonetos do petróleo podem tornar o nitrogênio indisponível (Adam & Duncan 2002). A simbiose com bactérias fixadoras de nitrogênio é vantajosa por disponibilizar esse nutriente para a planta. A conclusão do ciclo de vida das plantas de todos os tratamentos de forma uniforme indica que

a espécie é capaz de se desenvolver em solos contaminados com até 25% de óleo *diesel* e ser indicada como uma possível fitorremediadora.

Além do aumento da ramificação radicular, outras adaptações das raízes na presença do óleo *diesel* foram o aumento da espessura do córtex e o início de lise celular. O aumento da espessura do córtex é uma característica que provavelmente diminui o estresse causado pela redução do oxigênio no solo contaminado. A formação de aerênquima seria o resultado extremo à hipóxia, como registrado para *S. terebinthifolius* e *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs (Bona et al. 2011b). Nessas espécies, a espessura do córtex aumentou proporcionalmente à redução do tempo de volatilização entre a contaminação e o plantio (Bona et al. 2011b). Como *C. ensiformis* é capaz de formar aerênquima na raiz em solo com alta toxicidade (Balliana et al. 2016), crê-se que até o nível de 25% de contaminação não houve redução drástica de oxigênio no substrato contaminado, e o aumento na espessura do córtex foi suficiente para reduzir o estresse da hipóxia.

Os níveis de óleo *diesel* utilizados no presente trabalho não afetaram a estrutura celular do meristema apical das raízes secundárias. A zona meristemática, nas raízes dos tratamentos contaminados, foi semelhante à das raízes do não contaminado. O estresse causado por hidrocarbonetos do petróleo e derivados, mais comumente, pode reduzir a região meristemática (Inckot et al. 2008, Nogueira et al. 2011, Bona et al. 2011b) ou em *C. ensiformis* ampliar a zona meristemática, auxiliando no rápido crescimento da raiz em níveis extremos de contaminação (Balliana et al. 2016). Essa habilidade de *C. ensiformis* evidencia que a espécie consegue tolerar diferentes níveis de contaminação por óleo *diesel*.

O óleo *diesel* também não afetou o teor de clorofila nem de carotenoides, e a pequena redução no teor de clorofila no eofilo das plantas em substrato contaminado a 12% pode ser mais fortemente relacionada à senescência (Taiz & Zeiger 2004). Uma

resposta das plantas aos poluentes ambientais é a redução nos teores de clorofila (Malallah et al. 1998), por causa da redução na disponibilidade de nutrientes para a planta (Odjegba & Sadiq 2002). A taxa de clorofila em *Corchorus olitorius* L. (Adenipekun et al. 2008) e *Abelmoschus esculentus* (L.) Moench (Adenipekun et al. 2009) diminuiu com o aumento da porcentagem de óleo no substrato. Os sintomas foliares observados nas plantas de *C. ensiformis* em substrato contaminado apontam um possível desequilíbrio nutricional no solo (Taiz & Zeiger 2004), porém a ausência de alteração nos teores de clorofila em *C. ensiformis* denota que esses sintomas não foram drásticos, como verificados numa contaminação de 50% de óleo diesel (Balliana et al. 2016), e provavelmente o estresse nutricional foi minimizado pela intensa ramificação das raízes.

Compostos fenólicos foram encontrados apenas nas folhas de *C. ensiformis* em substrato contaminado, o que indica a relação entre compostos fenólicos e o contaminante. Os compostos fenólicos são antioxidantes que reagem contra danos da oxidação celular (Silva et al. 2010), e isso corrobora Bona et al. (2011b), que sugerem que a presença de compostos fenólicos nas folhas de *S. commersoniana* crescendo em solo contaminado por óleo diesel pode favorecer a resistência da planta ao ambiente contaminado. A ausência de compostos fenólicos no limbo do eofilo das plantas após 30 dias implica que os cotilédones garantiram a nutrição, minimizando o estresse. Isso ficou evidente após a queda dos cotilédones (90 dias) pela presença de compostos fenólicos nas folhas das plantas em substrato contaminado. Produzir compostos fenólicos é um bom indício de que *C. ensiformis* responde positivamente ao estresse causado pelo óleo diesel.

No início do experimento, as plantas dos tratamentos contaminados investiram mais no sistema radicular em relação às plantas do não contaminado, possivelmente para minimizar a deficiência de nutrientes. Apesar de o sistema radicular estar bem desenvolvido em todos os tratamentos, as plantas dos tratamentos contaminados parecem ter tido deficiência nutricional, pois as

folhas surgiram mais tarde e apresentaram os menores valores de espessura do limbo (eofilo e metafile) e de área foliar (metafile) em todas as análises, no entanto não houve alteração drástica da estrutura celular nem dos teores de clorofila.

Portanto, pode-se concluir que a redução em área e espessura foliar foi compensada pelo maior comprimento de caule, número de folhas e biomassa aérea. Essa capacidade de crescimento e adaptação de *C. ensiformis* ao substrato contaminado com óleo diesel, como já havia sido comprovada por Balliana et al. (2016), evidencia o potencial da espécie para ser utilizada em processos de fitorremediação.

Tal conclusão é baseada na aceitação das três hipóteses propostas: a germinação, o desenvolvimento e a estrutura anatômica das plantas de *C. ensiformis* em solo contaminado com até 25% de óleo diesel S500 não foram afetados significativamente.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Fundação Araucária o financiamento do projeto (n.º 10.156); ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) o suporte de bolsa de mestrado e ao Departamento de Botânica da Universidade Federal do Paraná o uso dos laboratórios e equipamentos.

REFERÊNCIAS

Adam G. & Duncan HJ. 1999. Effect of diesel fuel on growth of selected plant species. *Environmental Geochemistry and Health*, 21: 353-357.

Adam G. & Duncan HJ. 2002. Influence of diesel fuel on seed germination. *Environmental Pollution*, 120: 363-370.

Adebusoye SA, Ilori MO, Obayori OS, Oyetibo GO, Akindele KA & Amund OO. 2010. Efficiency of cassava steep liquor for bioremediation of diesel oil-contaminated tropical agricultural soil. *Environmentalist*, 30: 24-34.

Adenipekun CO, Oyetunji OJ & Kassim LQ. 2008. Effect of spent engine oil on the growth parameters and chlorophyll content of *Corchorus olitorius* Linn. *Environmentalist*, 28: 446-450.

Adenipekun CO, Oyetunji OJ & Kassim LQ. 2009. Screening of *Abelmoschus esculentus* L. Moench for tolerance to spent engine oil. *Journal of Applied Biosciences*, 20: 1131-1137.

Agamuthu P, Abioye OP & Abdul AA. 2010. Phytoremediation of soil contaminated with used lubricating oil using *Jatropha curcas*. *Journal of Hazardous Materials*, 179: 891-894.

Alkio M, Tabuchi TM, Wang X & Colón-Carmona A. 2005. Stress responses to polycyclic aromatic hydrocarbons in *Arabidopsis* include growth inhibition and hypersensitive response-like symptoms. *Journal of Experimental Botany*, 56(421): 2983-2994.

Alvarenga R, Costa LM, Moura Filho W & Regazzi AJ. 1995. Características de alguns adubos verdes de interesse para a conservação e recuperação de solos. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 30(2): 175-185.

Amakiri JO & Onofeghara FA. 1984. Effects of crude oil pollution on the germination of *Zea mays* and *Capsicum frutescens*. *Environmental Pollution Series A, Ecological and Biological*, 35(2): 159-167.

Baker JM. 1970. The effects of oils on plants. *Environmental Pollution*, 1: 27-44.

Balliana AG, Moura BB, Inckot RC & Bona C. 2016. Development of *Canavalia ensiformis* in soil contaminated with diesel oil. *Environmental Science and Pollution Research International*, 24: 979-986.

Banks MK & Schultz KE. 2005. Comparison of plants for germination toxicity tests in petroleum-contaminated soils. *Water, Air, and Soil Pollution*, 167(1-4): 211-219.

Bona C, Rezende IM, Santos GO & Souza LA. 2011a. Effect of soil contaminated by diesel oil on the germination of seeds and the growth of *Schinus terebinthifolius* Raddi (Anacardiaceae) seedlings. *Brazilian Archives of Biology Technology*, 54(6): 1379-1387.

Bona C, Silva MYB, Rezende IG, Santos GO, Souza LA & Inckot RC. 2011b. Efeito do solo contaminado com óleo diesel na estrutura da raiz e da folha de plântulas de *Sebastiania commersoniana* (Euphorbiaceae) e *Schinus terebinthifolius* (Anacardiaceae). *Acta Botanica Brasílica*, 25(2): 277-285.

Chen L, Liu X, Zhang X, Liu S, Wei J & Xu G. 2013. Response characteristics of seed germination and seedling growth of *Acorus tatarinowii* under diesel stress. *Plant and Soil*, 368: 355-363.

Cunningham SD & Ow DW. 1996. Promises and prospects of phytoremediation. *Plant Physiology*, 110: 715-719.

Enell A, Fuhrman F, Lundin L, Warfvinge P & Thelin G. 2008. Polycyclic aromatic hydrocarbons in ash: Determination of total and leachable concentrations. *Environmental Pollution*, 152: 285-292.

Engel VL & Poggiani F. 1991. Estudo da concentração de clorofila nas folhas e seu espectro de absorção de luz em função do sombreamento em mudas de quatro espécies florestais nativas. *Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal*, 3(1); 39-45.

Espindula JAA, Guerra JGM & Almeida DL. 2005. Uso de leguminosas herbáceas para adubação verde. In: Aquino AM & Assis RI. *Agroecologia: princípios e técnicas para uma agricultura orgânica sustentável*. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica. p. 435-451.

Gerhardt KE, Huang XD, Glick BR & Greenberg BM. 2009. Phytoremediation and rhizoremediation of organic soil contaminants: Potential and challenges. *Plant Science*, 176: 20-30.

Gogosz AM, Bona C, Santos GO & Botosso PC. 2010. Germination and initial growth of *Campomanesia xanthocarpa* O. Berg. (Myrtaceae), in petroleum contaminated soil and bioremediated soil. *Brazilian Journal of Biology*, 70(4): 977-986.

Inckot RC, Bona C, Souza LA & Santos GO. 2008. Anatomia das plântulas de *Mimosa pilulifera* (Leguminosae) crescendo em solo contaminado com petróleo e solo biorremediado. *Rodriguesia*, 59(3): 513-524.

Inckot RC, Santos GO, Souza LA & Bona C. 2011. Germination and development of *Mimosa pilulifera* in petroleum-contaminated soil and bioremediated soil. *Flora*, 206: 261-266.

Johansen DA. 1940. *Plant microtechnique*. Nova York: McGraw-Hill Book Company. 523 p.

Kaiser E. 1880. Verfahren zur Herstellung einer tadellosen Glycerin-Gelatine. *Bot. Zentralbl.*, 1880: 25-26.

Karnovsky MJ. 1965. A formaldehyde-glutaraldehyde fixative of high osmolality for use in electron microscopy. *Journal of Cell Biology*, 27: 137A-138A.

Lichtenthaler HK & Wellburu AR. 1983. Determination of total carotenoids and chlorophyll a and b of leaf extracts in different solvents. *Biochemical Society Transactions*, 603: 591-592.

Lin Q & Mendelssohn I. 1998. The combined effects of phytoremediation and biostimulation in enhancing habitat restoration and oil degradation of petroleum contaminated wetlands. *Ecological Engineering*, 10: 263-274.

Maguire JD. 1962. Speed of germination aid in selection and evaluation for seedling emergence and vigor. *Crop Science*, 2: 176-177.

Malallah G, Afial M, Kurian M, Gulshan S & Dhama MSI. 1998. Impact of oil pollution plants some desert. *Environment International*, 24(8): 919-924.

Maranho LT, Galvão F, Preussler KH, Muñiz GIB & Kuniyoshi YS. 2006. Efeitos da poluição por petróleo na estrutura da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl., Podocarpaceae. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3): 615-624.

Merkln, Kraft RS & Infante C. 2005. Phytoremediation in the tropics influence of heavy crude oil on root morphological characteristics of graminoids. *Environmental Pollution*, 138(1): 86-91.

Merkln N, Schultze-Kraft RS & Infante C. 2004. Phytoremediation in tropics: the effect of crude oil on the growth on tropical plants. *Biorremediation Journal*, 8(3-4): 177-184.

Nogueira L, Inckot RC, Santos GO, Souza LA & Bona C. 2011. Phytotoxicity of petroleum-contaminated soil and bioremediated soil on *Allophylus edulis*. *Rodriguésia*, 62(3): 459-466.

Odjegba VJ & Sadiq AO. 2002. Effects of spent engine oil on the growth parameters, chlorophyll and protein levels of *Amaranthus hybridus* L. *The Environmentalist*, 22: 23-28.

Pearse AGE. 1961. *Histochemistry: theoretical and applied*. 2. ed. Londres. 617 p.

Pereira Netto AD, Moreira JC, Dias AEXO, Arbilla G, Ferreira LFV, Oliveira AS & Barek J. 2000. Avaliação da contaminação humana por hidrocarbonetos policíclicos aromáticos (HPAs) e seus derivados nitrados (NHPAs): uma revisão metodológica. *Química Nova*, 23(6): 765-773.

Rentz JA, Chapman B, Alvarez PJJ & Schnoor JL. 2003. Stimulation of Hybrid Poplar Growth in Petroleum Contaminated Soils through Oxygen Addition and Soil Nutrient Amendments. *International Journal of Phytoremediation*, 5(1): 57-72.

Sass JE. 1951. *Botanical Microtechnique*. 2. ed. Iowa: Iowa State College Press. 228 p.

Silva MLC, Costa RS, Santana AS & Koblitz MGB. 2010. Compostos fenólicos, carotenoides e atividade antioxidante em produtos vegetais. *Semina: Ciências Agrárias*, 31(3): 669-682.

Smith MJ, Flowers TH, Duncan HJ & Alder J. 2006. Effects of polycyclic aromatic hydrocarbons on germination and subsequent growth of grasses and legumes in freshly contaminated soil and soil with aged PAHs residues. *Environmental Pollution*, 141: 519-525.

Taiz L & Zeiger E. 2004. *Fisiologia vegetal*. 3. ed. Porto Alegre: Artmed. 719 p.

CAPÍTULO 9

INTERAÇÕES OPERACIONAIS ENTRE OS MAMÍFEROS MARINHOS E A PESCA NO SUL DO BRASIL

Rodrigo Machado
Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc)

David Valença Dantas
Eduardo Gentil
Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc)

INTRODUÇÃO

Mamíferos marinhos são representados por animais aquáticos que estão inseridos em três ordens distintas: Cetartiodactyla (golfinhos, botos e baleias, também conhecidos como cetáceos), Carnivora (lobos, leões, focas e elefantes-marinhos, também chamados de pinípedes) e Sirenia (peixes-boi e manatis). Ainda, são considerados como representantes dos mamíferos marinhos duas espécies de lontras e o urso-polar, todos pertencendo à ordem Carnivora (Jefferson et al. 2007). Os cetáceos são divididos em duas subordens: Odontoceti, cetáceos com dentes, representados pelos botos, golfinhos e baleias; e Mysticeti, grupo composto pelas baleias verdadeiras, ou seja, as baleias que não possuem dentes. Já os pinípedes são agrupados em três famílias: Otariidae, que é composta de lobos e leões-marinhos; Phocidae, representada por focas e elefantes-marinhos; e Odobenidae, formada pelas morsas. Atualmente, são reconhecidas 132 espécies de mamíferos marinhos, sendo cinco de sirênios, 88 de cetáceos, 36 de pinípedes, duas de lontras e uma de urso-polar (Jefferson et al. 2007, Hrbek et al. 2014, Wickert et al. 2016).

As espécies de mamíferos marinhos são bem adaptadas a diferentes habitats e ocorrem em uma grande variedade

de ecossistemas, podendo ser encontradas em desde zonas temperadas a polares, incluindo regiões estuarinas e costeiras de baixa profundidade e pelágicas com grandes profundidades (e.g., Rice 1998, Jefferson et al. 2007). Para tanto, estão entre os grupos de mamíferos que sofreram maiores adaptações morfofisiológicas no processo adaptativo ao meio aquático (Bastida et al. 2007).

De modo geral, os mamíferos marinhos são considerados predadores de topo de cadeia alimentar, predando sobre uma ampla variedade de animais, que podem abranger pequenos crustáceos a lulas gigantes, porém a maioria das espécies alimenta-se de peixes e cefalópodes (Pauly et al. 1998, Trites & Spitz 2018) utilizando distintas estratégias de forrageio (Heithaus & Dill 2009).

Até o fim do século passado, a principal ameaça à conservação de muitas espécies de mamíferos marinhos esteve associada à caça direcionada a muitas populações naturais (Reeves 2018). A caça foi um dos principais fatores que contribuíram para a extinção do leão-marinho-japonês, *Zalophus japonicus* (Peters, 1866), e para a foca-monge-do-caribe, *Monachus tropicalis* (Gray, 1850), na década de 1950 (Kovacs et al. 2012), além de ter levado ao quase colapso algumas populações de grandes cetáceos no Brasil, como a baleia-franca-austral, *Eubalaena australis*, e a baleia-jubarte, *Megaptera novaeangliae* (Borowski, 1871) (e.g., Morais et al. 2016). Contudo, hoje em dia, a caça comercial de mamíferos marinhos é proibida, sendo permitidas apenas as caças científica e de subsistência (Smith 1984). A instrumentação legal para tal decisão foi a moratória da Comissão Baleeira Internacional (do inglês International Whaling Commission – IWC), que foi implementada em 1986 (Smith 1984). O Brasil, além de ser um país signatário da IWC, proibiu em águas sob jurisdição nacional a perseguição, caça, pesca e captura de qualquer espécie de mamíferos marinhos (Sudepe 1986).

Atualmente, os principais problemas de conservação das espécies de mamíferos marinhos estão ligados à ocupação e expansão da população humana, principalmente em áreas litorâneas e costeiras (ICMBio, 2010, 2011a, 2001b). Esses problemas estão sobretudo ligados à perda de hábitat, à poluição (química, física e biológica), ao tráfego de embarcações e a conflitos diretos e indiretos com as atividades pesqueiras (ICMBio, 2010, 2011a, 2011b). As espécies costeiras de mamíferos marinhos são as mais vulneráveis às interações com as atividades humanas, como a pesca. Há uma década, 22,5% das 120 espécies de mamíferos marinhos

avaliadas pela União Internacional para a Conservação da Natureza (do inglês International Union for Conservation of Nature – IUCN) foram listadas como ameaçadas (Schipper et al. 2008).

Hoje em dia, os maiores problemas de conservação enfrentados pelos mamíferos marinhos estão associados a suas relações conflitantes com as atividades de pesca (e.g., Read et al. 2006, Kovacs et al. 2012, Reeves et al. 2013). Esses conflitos podem ocorrer quando as áreas de alimentação, reprodução e migração dos mamíferos marinhos se sobrepõem a áreas de pesca (e.g., Perrin 1988, Wickens 1995, Lavigne 2003). As interações entre os animais e as atividades de pesca constituem um problema mundial e caracterizam-se pela disputa direta (interações operacionais) ou indireta pelo recurso pesqueiro (interações biológicas ou ecológicas) (e.g., Perrin 1988, Wickens 1995, Lavigne 2003). Como resultado, pode ocorrer uma série de consequências negativas para todos os envolvidos, ocasionando prejuízos econômicos para o setor pesqueiro (e.g., Szteren & Páez 2002, Sepúlveda et al. 2007) e a mortalidade de inúmeras espécies (e.g., Read et al. 2006, Reeves et al. 2013).

As interações operacionais caracterizam-se pelo contato direto dos animais com as atividades de pesca, quando os mamíferos marinhos causam danos aos peixes capturados (mordendo-os ou consumindo-os totalmente) e/ou às redes (rompendo-as) (Wickens 1995, Lavigne 2003). Além disso, também são consideradas interações operacionais a captura acidental dos mamíferos marinhos e o emalramento deles em redes ativas, bem como seu descarte ao mar e as agressões por parte dos pescadores contra os animais (e.g., tiros e pauladas) (Wickens 1995, Lavigne 2003). Em muitos casos, as capturas acidentais e as agressões levam à morte e só podem ser evidenciadas ao se analisar minuciosamente as carcaças dos animais mortos nas praias (e.g., Rosas et al. 1994, Fruet et al. 2010, Vianna et al. 2016).

A captura acidental é a principal causa de morte de mamíferos marinhos (e.g., Read et al. 2006, Kovacs et al. 2012, Reeves et al. 2013). Segundo Read et al. (2006), no início da década de 1990, de 536.158 a 822.706 cetáceos e pinípedes morriam todos os anos em decorrência das capturas acidentais no mundo. Ainda de acordo com esses autores, a maioria das capturas acidentais de cetáceos (84%) e pinípedes (98%) ocorreu em redes de emalhe. Reeves et al. (2013) registraram que pelo menos 75% das espécies de odontocetos,

64% de mysticetos e 66% de pinípedes tiveram registros de capturas acidentais em redes de emalhes entre os anos de 1990 e 2011, além de quatro espécies de sirênios e das duas espécies de lontras. As capturas acidentais estão levando ao declínio muitas populações, inclusive algumas espécies que já se encontram em risco de extinção, tais como: a toninha, *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844), no Atlântico Sul Ocidental (e.g., Secchi et al. 2003, Ott et al. 2002); o golfinho-de-hector, *Cephalorhynchus hectori* (van Beneden, 1881), na Nova Zelândia (Dawson et al. 2001); e a vaquita, *Phocoena sinus* (Norris & McFarland, 1958), no Golfo da Califórnia, no México (D'Agrosa et al. 2000), além de provavelmente terem causado a extinção do baiji, *Lipotes vexillifer* (Miller, 1918), endêmico do Rio Yangtzé, na China (Turvey et al. 2007).

As interações biológicas não incluem o contato direto entre mamíferos marinhos e a pesca, mas referem-se aos efeitos indiretos da utilização dos recursos pesqueiros (e.g., Wickens 1995, Lavigne 2003). Tais interações podem se intensificar quando a disponibilidade de recursos no ambiente é limitada para ambas as partes (pescadores e mamíferos marinhos), gerando potencial competição pelos recursos disponíveis (Wickens 1995, Lavigne 2003).

DIVERSIDADE DE MAMÍFEROS MARINHOS NO SUL DO BRASIL

Das 132 espécies de mamíferos marinhos (Jefferson et al. 2007, Hrbek et al. 2014, Wickert et al. 2016), 57 são registradas para o Brasil (Ott et al. 2013, Oliveira 2013, Hrbek et al. 2014, Wickert et al. 2016, Frainer et al. 2018); 45 destas ocorrem no extremo sul do país (Ott et al. 2013, Oliveira 2013, Wickert et al. 2016, Prado et al. 2016). A alta riqueza de espécies encontrada na Região Sul do Brasil está intimamente relacionada à zona de convergência subtropical (Seeliger et al. 1998). Ou seja, as zonas costeiras e oceânicas estão sob influência da circulação de águas temperadas provenientes do sul, vinculadas à corrente marinha das Malvinas, e do norte, por águas tropicais vinculadas à corrente marinha do Brasil (Seeliger et al. 1998). A interação entre a corrente do Brasil e a corrente das Malvinas e o grande aporte de água doce das bacias hidrográficas do Rio da Plata e do sistema Patos-Mirim (Seeliger et al. 1998) tornam essa região uma importante zona biogeográfica para a

criação e alimentação de inúmeros organismos marinhos (Seeliger et al. 1998), favorecendo a alta diversidade e riqueza de predadores de topo, como os mamíferos marinhos.

Apesar da alta riqueza de espécies na Região Sul do Brasil, muitas são oceânicas e raramente observadas na região costeira ou são encontradas encalhadas nas praias. No extremo sul do Brasil, Prado et al. (2016), ao analisar os encalhes de 12.540 mamíferos marinhos entre 1976 e 2013, constataram que, das 40 espécies registradas, apenas cinco foram frequentes: a toninha, *P. blainvillei*; o boto-de-Lahille, *Tursiops gephyreus* (Lahille, 1908); o leão-marinho-sul-americano, *Otaria flavescens* (Shaw, 1800); o lobo-marinho-sul-americano, *Arctocephalus australis* (Zimmermann, 1783); e o lobo-marinho-subantártico, *Arctocephalus tropicalis* (Gray, 1872). Por outro lado, no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul e no sul de Santa Catarina, as baleias-francas são com frequência avistadas todos os anos durante o inverno e a primavera na região costeira (e.g., Groch 2005, Seyboth 2013). Da ilha de Florianópolis em direção ao norte, o boto-cinza, *Sotalia guianensis* (Van Bénédén, 1864), é uma espécie comumente observada na região costeira (Simões-Lopes 1988, Vianna et al. 2016).

PRINCIPAIS ATIVIDADES DE PESCA MARINHA NO SUL DO BRASIL

No extremo sul do Brasil, desde Chuí (33°43'S) até Laguna (28°30'S), as pescas de pequena (artesanal) e de grande escala (industrial) são bem desenvolvidas, esta última podendo ser dividida em pesca semi-industrial, ou de média escala, e pesca industrial (e.g., Klippel et al. 2005b, Haimovici et al. 2006, Moreno et al. 2009). As diferenças entre as atividades de pesca semi-industrial e industrial estão em sua magnitude de atuação. A pesca industrial é composta de embarcações maiores, com maior autonomia de pesca (e.g., Klippel et al. 2005b, Haimovici et al. 2006, Moreno et al. 2009). Já a atividade de pesca artesanal opera ao longo de toda a costa com embarcações de pequeno porte de madeira, fibra ou botes infláveis. Outras atividades de pesca artesanal características da região são realizadas com rede de emalhe de cabo da beira da praia, arrastão de praia e espinhel (Klippel et al. 2005a).

Os principais estoques explorados na região costeira na última década foram camarões (camarões-barba-ruça, *Artemesia longinaris* Spence Bate, 1888), peixes demersais

(corvina *Micropogonia furnieri* Desmarest, 1823, castanha *Umbrina canosai* Berg, 1895, pescada-olhuda *Cynoscion guatucupa* Cuvier, 1830, pescadinha-amarela *Macrodon atricauda* Günther, 1880, abrótea *Urophycis brasiliensis* Kaup, 1858, linguado *Paralichthys brasiliensis* Ranzani, 1842 e cabrinha *Prionotus* sp.) e pelágicos (tainha *Mugil liza* Valenciennes, 1836, anchova *Pomatomus saltatrix* Linnaeus, 1766, cherne *Polyprion americanus* Bloch & Schneider, 1801 e *Hyporthodus niveatus* Valenciennes, 1828 e diversas espécies de elasmobrânquios) (e.g., Klippel et al. 2005b, Haimovici et al. 2006). Os tipos mais significativos de pesca industrial e semi-industrial que operam na região costeira e na plataforma continental são: emalhe costeiro, emalhe oceânico, cerco, arrasto de parelha, arrasto simples, arrasto de tangones e espinheiros (para uma revisão detalhada, ver Klippel et al. 2005b, Haimovici et al. 2006).

É importante dizer também que, em função da grande produtividade da região, frequentemente embarcações do centro e norte do estado de Santa Catarina utilizam a localidade como áreas de pesca (Sunye & Morisson 2006).

CONFLITO ENTRE MAMÍFEROS MARINHOS E AS ATIVIDADES DE PESCA NO SUL DO BRASIL

Interações operacionais

Em uma breve revisão da literatura, foi possível avaliar a ocorrência de algum tipo de interação operacional entre as espécies de mamíferos marinhos e a pesca no sul do Brasil. Nesse contexto, observou-se que 47,7% das espécies já foram registradas interagindo com as atividades pesqueiras (Tabela 1).

Tais interações estão associadas a capturas acidentais ou a emalhamento em 66,67% dos casos, agressão direcionada aos animais (tiros e pauladas) em 19,44% e predação de peixes capturados nos petrechos de pescas (redes e espinheis) em 13,89% dos eventos de interação. Das interações observadas, 55,56% ocorreram em redes de emalhe, 19,44% em espinhéis e 8,33% em arrasto de parelha, e em 16,67% dos casos não foi possível identificar o tipo de pescaria. É importante ressaltar que o número de espécies interagindo com a pesca local deve ser maior, uma vez que a grande maioria das espécies ocorrentes no sul do Brasil é oceânica, com poucos registros na região costeira.

Tabela 1 – Compilação dos registros de interações operacionais entre mamíferos marinhos e as atividades de pesca no sul do Brasil

Espécies de mamíferos marinhos	Nome popular	Tipo de pesca	Tipo de interação	Autor
Ordem Carnivora				
Família Otariidae				
<i>Arctocephalus australis</i>	Lobo-marinho-sul-americano	Emalhe	Captura acidental	Machado (dados não publicados)
<i>Arctocephalus australis</i>	Lobo-marinho-sul-americano	Emalhe	Predação de peixe	Machado (dados não publicados)
<i>Arctocephalus australis</i>	Lobo-marinho-sul-americano	–	Agressão*	Machado (dados não publicados)
<i>Arctocephalus tropicalis</i>	Lobo-marinho-subantártico	–	Agressão	Oliveira et al. 2001
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	Arrasto de parelha	Captura acidental	Machado et al. 2015
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	Espinhel	Captura acidental	Oliveira et al. 2008
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	Emalhe	Captura acidental	Silva & Silva 2016
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	Arrasto de parelha	Depredação	Machado et al. 2015

Continua...

Continuação da tabela 1

Espécies de mamíferos marinhos	Nome popular	Tipo de pesca	Tipo de interação	Autor
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	Emalhe	Depredação	Machado et al. 2016
<i>Otaria flavescens</i>	Leão-marinho-sul-americano	–	Agressão	Rosas et al. 1994
Família Phocidae				
<i>Mirounga leonina</i>	Elefante-marinho-do-sul	–	Agressão	Drehmer et al. 1998
Ordem Cetartiodactyla (subordem Mysticeti)				
Família Balaenidae				
<i>Eubalaena australis</i>	Baleia-franca	Emalhe	Captura acidental	Pontalti & Danielski 2011
Família Balaenopteridae				
<i>Megaptera novaeangliae</i>	Baleia-jubarte	Emalhe	Captura acidental	Ott et al. 2016
<i>Balaenoptera acutorostrata</i>	Baleia-minke-anã	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993
Subordem Odontoceti				
Família Delphinidae				
<i>Delphinus</i> sp.	Golfinho-comum	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993

Continua...

Continuação da tabela 1

Espécies de mamíferos marinhos	Nome popular	Tipo de pesca	Tipo de interação	Autor
<i>Globicephala melas</i>	Baleia-piloto-de-peitorais-longas	Emalhe	Captura acidental	Zerbini & Kotas 1998
<i>Grampus griseus</i>	Golfinho-de-risso	Espinhel	Captura acidental	Geise & Borobia 1987
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Espinhel	Captura acidental	Dalla-Rosa & Secchi 2007
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Espinhel	Depredação	Dalla-Rosa & Secchi 2007
<i>Orcinus orca</i>	Orca	Espinhel	Agressão*	Secchi & Vaske Jr. 1998
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	Espinhel	Captura acidental	Dalla-Rosa & Secchi 2007
<i>Pseudorca crassidens</i>	Falsa-orca	Espinhel	Depredação	Monteiro 2008
<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	Emalhe	Captura acidental	Siciliano 1994, Vianna et al. 2016
<i>Sotalia guianensis</i>	Boto-cinza	–	Agressão	Simões-Lopes & Ximenez 1990
<i>Stenella longirostris</i>	Golfinho-rotador	Emalhe	Captura acidental	Zerbini & Kotas 1998
<i>Stenella frontalis</i>	Golfinho-pintado-do-atlântico	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993

Continua...

Continuação da tabela 1

Espécies de mamíferos marinhos	Nome popular	Tipo de pesca	Tipo de interação	Autor
<i>Steno bredanensis</i>	Golfinho-de-dentes-rugosos	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993
<i>Tursiops truncatus</i>	Golfinho-nariz-de-garrafa	Emalhe	Captura acidental**	Vianna et al. 2016
<i>Tursiops geophysus</i>	Boto-de-Lahille	–	–	Fruet et al. 2010
<i>Tursiops</i> sp.	–	Emalhe	Captura acidental	Simões-Lopes & Ximenez 1993
<i>Tursiops</i> sp.	–	Pescadores artesanais	Agressão*	Simões-Lopes & Ximenez 1993
Família Physeteridae				
<i>Physeter macrocephalus</i>	Cachalote	Emalhe	Captura acidental	Zerbini & Kotas 1998
Família Pontoporiidae				
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	Emalhe	Captura acidental	Ott et al. 2002, Secchi et al. 2003
<i>Pontoporia blainvillei</i>	Toninha	Arrasto de parelha	Captura acidental	Montealegre-Quijano & Ferreira 2010
Família Kogiidae				
<i>Kogia sima</i>	Cachalote-anão	Emalhe	Captura acidental	Zerbini & Kotas 1998

* Relato de pescadores, sem registro confirmado; ** provável interação

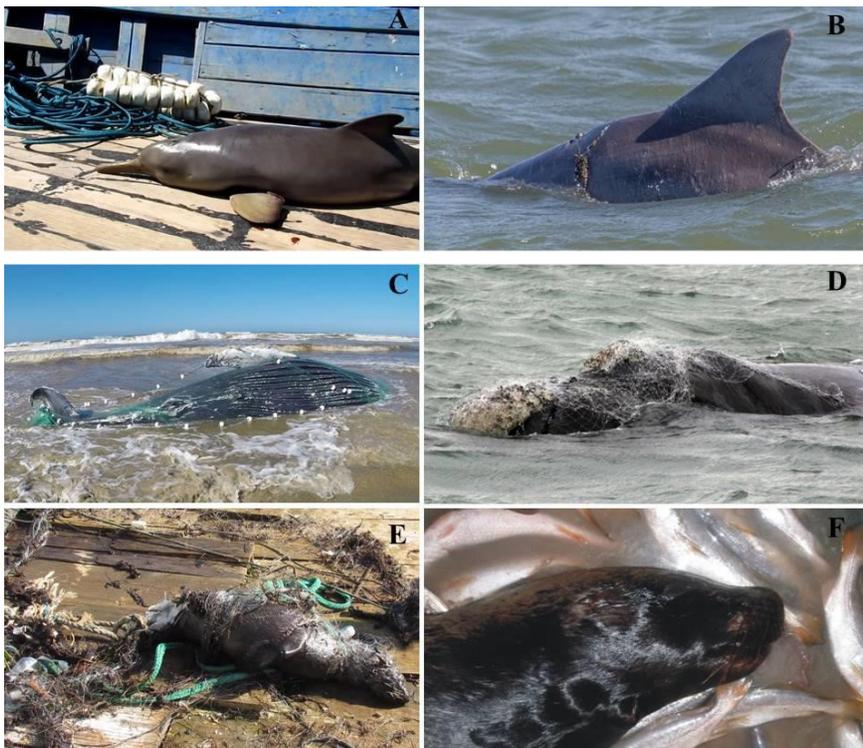
Fonte: primária

Os registros demonstraram que as interações com algumas espécies parecem ser raras, como as capturas acidentais de *Balaenoptera acutorostrata* (Lacépède, 1804), *Delphinus* sp., *Globicephala melas* (Traill, 1809), *Grampus griseus* (G. Cuvier, 1812), *Orcinus orca* (Linnaeus, 1758), *Pseudorca crassidens* (Owen, 1846), *Stenella longirostris* (Gray, 1828), *Steno bredanensis* (G. Cuvier in Lesson, 1828), *Physeter macrocephalus* (Linnaeus, 1758) e *Kogia sima* (Owen, 1866), as agressões a *A. tropicalis*, *Mirounga leonina* (Linnaeus, 1758), *O. orca* e *Tursiops* sp. e a depredação por *Arctocephalus australis* (Tabela 1). Outras potencialmente merecem melhor investigação, tais como as capturas acidentais de *A. australis* e *Megaptera novaeangliae* com as pescarias de emalhe. Por outro lado, algumas interações são preocupantes no que tange à conservação dos mamíferos marinhos no sul do Brasil, tais como as capturas acidentais de *P. blainvillei*, *S. guianensis*, *T. gephyreus*, o emalhamento de *E. australis* e as depredações por *O. flavescens*, *O. orca* e *P. crassidens*, assim como a mortalidade de *O. flavescens* por agressões.

Capturas acidentais

Apesar de os primeiros registros de captura acidental de toninha (Figura 1) em redes de emalhe existirem desde a década de 1940 no Uruguai (Van Erp 1969), essas interações foram consideradas uma ameaça para a espécie apenas nos anos 1980 (ICMBio 2010). Atualmente, não há estimativas de mortalidade de toninha para a Região Sul do Brasil, mas as principais estimativas por capturas acidentais em redes de emalhe para o estado do Rio Grande do Sul indicaram que cerca de mil animais morreram anualmente (Ott et al. 2002, Secchi et al. 2004, Danilewicz 2007) nas décadas de 1990 e 2000. Para Santa Catarina, o único cálculo realizado foi para a localidade do Farol de Santa Marta Grande (Laguna), onde foi estimada a mortalidade de 120 animais nos anos de 1994 e 1995 (Cremer et al. 1995 *apud* Ott et al. 2002).

Figura 1 – Registros de capturas acidentais ou emalramento de mamíferos marinhos no sul do Brasil. Pesca de emalhe: (A) *Pontoporia blainvillei*; (B) *Tursiops gephyreus*; (C) *Megaptera novaeangliae*; (D) *Eubalaena australis* e (E) *Arctocephalus australis*. Arrasto de parelha: (F) *Otaria flavescens*



Fontes: (A) Rodrigo Machado / Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars); (B) Ronaldo Amboni / Ateliê Amboni; (C) Lucas Milmann / Gemars; (D) Instituto Australis / Projeto Baleia Franca; (E) Rodrigo Machado / Gemars; (F) Santiago Montealegre-Quijano

Em função dos elevados níveis de capturas acidentais, fundamentalmente em pescarias de emalhe, *P. blainvillei* sofre sérios riscos de extinção (e.g., Ott et al. 2002, Secchi et al. 2003, Zerbini et al. 2017). Atualmente, a espécie é considerada vulnerável pela IUCN (Zerbini et al. 2017) e está na categoria *criticamente em perigo* em Danilewicz et al. (2018) e na lista de espécies ameaçadas do estado do Rio Grande do Sul (Rio Grande do Sul 2014). Essas altas

taxas de captura acidental estão ligadas às limitações quanto ao seu hábitat preferencial (extremamente costeira), a características do seu ciclo de vida (e.g., baixa fecundidade) e à pressão excessiva pelas pescarias (e.g., Ott et al. 2002, Secchi et al. 2003, Zerbini et al. 2017).

Sotalia guianensis é outra espécie de pequeno cetáceo, assim como *P. blainvillei*, que por causa da sua distribuição costeira se torna vulnerável às capturas acidentais em redes de emalhe. Contudo, no extremo sul da sua área de distribuição, no litoral centro-norte de Santa Catarina, não foi encontrada nenhuma estimativa de mortalidade por capturas acidentais em redes de pesca para a espécie. Em contrapartida, Vianna et al. (2016), em monitoramentos de praia entre os anos de 1983 e 2014, registraram o encalhe de 97 indivíduos de *S. guianensis*. Os autores não quantificam o número de animais que evidenciaram sinais de captura acidental, mas afirmam que foi a principal causa de morte dos indivíduos.

Para *Tursiops* spp., também não existe nenhuma estimativa de mortalidade por capturas acidentais em redes de pesca no sul do Brasil, no entanto a interação entre *T. geophysus* (Figura 1) e as pescarias artesanais de emalhe nas proximidades da barra de Rio Grande é preocupante (Fruet et al. 2010). Fruet et al. (2010), ao realizar uma análise qualiquantitativa da mortalidade da espécie por meio do exame de carcaças encontradas encalhadas na praia, observaram que 42% dos 50 animais apresentavam evidências de captura acidental. Os resultados ainda sugerem que as capturas acidentais aumentaram ao longo dos anos (Fruet et al. 2010). As capturas acidentais de *T. geophysus* não são exclusivas na população localizada na desembocadura da barra de Rio Grande, havendo registros no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul (Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul). Na localidade de Laguna, há preocupação em potencial com capturas ocorridas recentemente em pescarias ilegais com redes de emalhe de *T. geophysus* no Rio Tubarão.

Apesar de existir apenas uma captura acidental de *O. flavescens* em rede de arrasto (Figura 1) reportada para o Brasil, crê-se que haja elevada mortalidade da espécie mediante capturas na Região Sul do Brasil (Machado et al. 2015), pois a mortalidade dessa natureza ocasiona a morte de inúmeros leões-marinhos-sul-americanos na Patagônia

argentina (Crespo et al. 1997, Dans et al. 2003) e no Chile (Reyes et al. 2013). Por outro lado, Machado et al. (2016), ao avaliar as interações entre *O. flavescens* e a pesca costeira de emalhe no estado do Rio Grande do Sul, não observaram nenhuma captura em 484 operações de pesca, mas segundo relato de pescadores tais eventos, embora raros, já foram registrados.

O emalhamento de baleia-franca (*E. australis*) (Figura 1) no sul do Brasil parece não ser um evento raro, sobretudo no litoral sul de Santa Catarina (Groch et al. 2015). Recentemente, Groch et al. (2015) fizeram uma ampla compilação de registros de emalhamento de *E. australis* no estado catarinense e litoral norte do Rio Grande do Sul entre os anos de 1999 e 2014. Os autores apresentaram 38 registros confirmados de emalhamento da espécie em petrecho de pesca, sendo a grande maioria em redes de emalhe e envolvendo animais adultos (89%). Desses registros, 79% (n = 30) ocorreram na área de proteção ambiental da baleia-franca. Os dados ainda indicam que essas interações vêm aumentando ao longo dos anos (Groch et al. 2015).

Os registros de emalhamento oriundo de capturas acidentais de baleia-jubarte (*M. novaeangliae*) são escassos na Região Sul do Brasil. Danilewicz et al. (2009) reportaram o registro de uma fêmea jovem emalhada no litoral norte do Rio Grande do Sul. Ott et al. (2016) apontaram quatro animais emalhados em redes de emalhe de deriva no ano de 2015, sendo todos jovens ou filhotes. Por outro lado, a maioria dos registros de emalhamento de *M. novaeangliae* na costa brasileira é entre as regiões de São Paulo e Espírito Santo, região ao sul do banco de Abrolhos, principal área reprodutiva da espécie em águas brasileiras (Siciliano 1997).

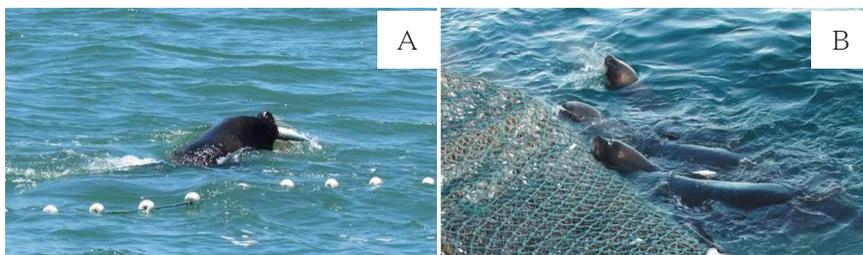
Depredação

Com frequência, *O. orca*, *P. crassidens* e *O. flavescens* têm o hábito de seguir as embarcações de pesca e preda peixes capturados nos petrechos de pesca. *Orcinus orca* e *P. crassidens* comumente interagem com as pescarias de espinhel pelágico, sobretudo direcionada para as capturas de atuns, *Thunnus* spp., e espadartes, *Xiphias gladius* (Linnaeus, 1758) (Secchi & Vaske Jr. 1998, Dalla-Rosa & Secchi 2007, Monteiro 2008). Secchi & Vaske Jr. (1998) observaram que na Região Sul do Brasil, entre os anos de 1987 e 1991, *O. orca*

era bastante encontrada perto das embarcações de espinhel e estimam que mais de 50% das capturas diárias de *X. gladius* foram depredadas pela espécie. Dalla-Rosa & Secchi (2007) constataram que em média 12,3% dos peixes capturados nas viagens de pesca foram predados por *O. orca* nas regiões Sul e Sudeste do Brasil entre 1993 e 1995. Nessa mesma área de pesca, Monteiro (2008) verificou que em 48,2% das viagens monitoradas entre 2001 e 2007 ocorreram interações com *O. orca* e/ou *P. crassidens*, e nessas interações 0,6% das capturas foi danificada por tais predadores. O impacto da presença de *O. orca* nas áreas de pesca de espinhel pode ser maior, contudo, que os registrados por meio da depredação de peixes (Secchi & Vaske Jr. 1998), pois Secchi & Vaske Jr. (1998) salientam que a presença desses predadores nas áreas de pesca é capaz de afugentar as espécies-alvo.

O comportamento de *O. flavescens* de interagir com as pescarias pela depredação de peixes (Figura 2) gera grande conflito entre a espécie e o setor pesqueiro ao longo de toda a sua área de distribuição (Szteren & Páez 2002, Sepúlveda et al. 2007, Machado et al. 2016, Pont et al. 2016). Nesse contexto, os pescadores alegam que essas interações provocam reduções significativas nas capturas e, por conseguinte, alto prejuízo econômico (Szteren & Páez 2002, Sepúlveda et al. 2007, Machado et al. 2016, Pont et al. 2016). Machado (2013), porém, ao monitorar 231 operações de pesca de emalhe de média escala no sul do Brasil, estimou que a depredação de peixes pelos leões-marinhos-sul-americanos foi baixa (entre 0,8 e 3,5%). Ainda segundo o autor, as depredações de *O. flavescens* não reduziram significativamente as capturas pesqueiras nas operações de pesca monitoradas.

Figura 2 – Leão-marinho-sul-americano (*Otaria flavescens*) interagindo em operações de pesca com (A) rede de emalhe de superfície e (B) rede de arrasto de fundo no sul do Brasil



Fontes: (A) Rodrigo Machado e (B) Santiago Montealegre-Quijano

Agressões

Em razão do comportamento de *O. flavescens* de seguir os barcos e depredar peixes emalhadados nas redes, os animais com frequência sofrem retaliações por parte dos pescadores, são agredidos e até mortos (e.g., Rosas et al. 1994, Machado et al. 2016). No Brasil existem três estudos que demonstram claramente essas interações entre *O. flavescens* e o setor pesqueiro (Rosas et al. 1994, Falco 2008, Machado 2010). As pesquisas estimam mortalidade por agressões entre 19 e 29% dos indivíduos que são encontrados mortos na costa do sul do Brasil. As agressões são evidenciadas por marcas de perfuração por projéteis de armas de fogo e/ou presença de projéteis entre a pele e o crânio, o qual apresenta abertura que caracteriza a perfuração por arpão ou fraturas por causa do uso excessivo de força (paulada/remada) (Rosas et al. 1994, Falco 2008, Machado 2010).

Para outras espécies de mamíferos marinhos, as agressões registradas parecem não ser um problema grave de conservação. Tais interações já foram registradas para *S. guianensis*, na ilha de Florianópolis (Simões-Lopes & Ximenez 1990), *Tursiops* sp., em Santa Catarina (Simões-Lopes & Ximenez 1993), *O. orca* durante as interações com a pesca de espinel (Secchi & Vaske Jr. 1998), *A. tropicalis* (Oliveira et al. 2001) e *M. leonina* (Drehmer et al. 1998).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O grande problema da conservação dos mamíferos marinhos está centrado na dinâmica da pesca. Conforme há desenvolvimento das pescarias, tem-se aumento nas interações conflitantes com os mamíferos marinhos. Uma abordagem fundamental para a redução dos conflitos entre mamíferos marinhos e as atividades pesqueiras no sul do Brasil passa por um processo de ordenamento pesqueiro, sobretudo da pesca de emalhe. No entanto isso não é algo fácil de ser planejado nem executado, uma vez que, em função da demanda, as pescarias estão paulatinamente aumentando o esforço de pesca, pela renovação de frotas com maior potencial pesqueiro e por avanços tecnológicos para a localização e captura do pescado (Pauly & Zeller 2003, 2016).

As capturas acidentais em redes de emalhe são o principal problema de conservação de pequenos cetáceos na Região Sul do Brasil. Uma alternativa eficiente para a redução das capturas acidentais está relacionada à diminuição dos esforços de pesca. Segundo Danilewicz (2007), essa medida passa pela redução do tamanho das redes de emalhe, do tempo de pesca das redes e das embarcações e, por fim, do número de embarcações operando. Todavia o esforço pesqueiro nas últimas décadas vem aumentando paulatinamente no sul do Brasil, sendo observado incremento gradual no tamanho das redes de emalhe ao longo dos anos (e.g., Moreno et al. 2009, Machado et al. 2016), assim como aumento no número de desembarques pesqueiros (Klippel et al. 2005b). Moreno et al. (2009) observaram crescimento de 400% no incremento no tamanho das redes em menos de 10 anos (entre 1992/1998 e 2002/2004) no litoral norte do estado do Rio Grande do Sul. Klippel et al. (2005b) constataram que o número de desembarques pesqueiros no Rio Grande do Sul oscilou entre 100 e 200 até meados dos anos 1990, passando a próximo de 300 no fim dessa década e de 500 no início dos anos 2000.

Em uma tentativa de controlar o crescimento do esforço da pesca de emalhe na Região Sul do Brasil, publicou-se a Instrução Normativa Interministerial n.º 12 (IN12), de 22 de agosto de 2012, por intermédio do ordenamento da atividade (Brasil 2012). Como medidas relevantes para diminuir o esforço, estabeleceram-se o tamanho máximo de redes de acordo com o tamanho das embarcações e as áreas de exclusão de pesca em zonas extremamente costeiras. Contudo, hoje em dia, nenhum estudo demonstra que a referida instrução normativa vem sendo eficiente na redução do esforço de pesca, bem como na diminuição das capturas acidentais de pequenos cetáceos.

Inovações tecnológicas que buscam minimizar os conflitos entre mamíferos marinhos e as atividades de pesca vêm sendo testadas em todo o mundo (para uma revisão, ver Hamilton & Baker 2019), mas essas inovações não foram testadas ainda no sul do Brasil. Uma das alternativas pensadas para reduzir as capturas acidentais de pequenos cetáceos está centrada em modificação nas redes de emalhe. A modificação consiste no aumento da densidade da rede com a inclusão de partículas de sulfato de bário ou óxido de ferro no náilon com que as redes são manufaturadas. Com o aumento da densidade das redes, os golfinhos teoricamente

conseguem identificar mais facilmente as redes por meio de seu sistema de orientação (e colocação), porém tal opção nunca foi testada no sul do Brasil e sua eficiência é controversa em demais regiões do mundo (Hamilton & Baker 2019).

Uma alternativa que vem sendo testada para a redução das capturas acidentais de pequenos cetáceos e pinípedes, mas que não vem se mostrando muito eficiente, são os alarmes acústicos. O método consiste na utilização de alarmes acústicos com ruídos de baixa frequência que afugentaria os animais da proximidade das redes, contudo seu uso ainda é motivo de discussão em função de resultados controversos em vários experimentos com diferentes espécies (Hamilton & Baker 2019). Após um tempo de exposição aos ruídos, os animais acabam se acostumando e voltam a ser suscetíveis às redes (Hamilton & Baker 2019). Além disso, segundo Danilewicz (2007), essa seria uma prática com elevado custo de investimento. Ao mesmo tempo, alarmes acústicos para afugentar espécies de mamíferos marinhos (e.g., *P. blainvillei*) com altos índices de mortalidade por captura acidental podem servir como um atrativo para outras espécies (e.g., *O. flavescens*) que associam o som às redes, aumentando a depredação e o prejuízo econômico (Bordino et al. 2002).

Quanto à depredação e ao prejuízo econômico causados por pinípedes nas redes de pesca, nenhum método empregado pelos pescadores para afugentar os animais parece ser eficiente (Wickens 1995, Szteren 1999, Machado et al. 2016). Nas últimas décadas, alguns métodos têm sido testados para diminuir as interações dos pinípedes com a pesca. Podemos destacar entre eles o uso de alarmes acústicos com o som de predadores naturais (e.g., orca), luzes coloridas, disparos de bombas e fogos de artifícios etc. (Wickens 1995, Szteren 1999, Machado et al. 2016). Conforme Machado et al. (2016), a única medida eficaz para evitar as interações com *O. flavescens* no sul do Brasil foi quando os pescadores encerravam suas pescarias e retornavam para o porto de origem, o que de certa forma trazia prejuízos para o setor, por não estar efetivamente pescando.

De acordo com Pont et al. (2016), o conflito entre pescadores e *O. flavescens* não está associado apenas à perda econômica do setor pesqueiro em relação à depredação pelos animais nas redes. Segundo Machado (2013), a perda econômica é baixa, variando entre 8 e 3,5% das capturas. Todavia há percepção

equivocada dos pescadores em relação à magnitude dos prejuízos causados por *O. flavescens* ao setor (Pont et al. 2016), o que, por conseguinte, gera uma atitude negativa dos pescadores no que tange aos animais, eventualmente ocasionando agressões e mortes como retaliação. Portanto, a implementação de um programa abrangente e de longo prazo de educação ambiental nas comunidades pesqueiras é o primeiro passo para aumentar a tolerância às perdas econômicas causadas pelos leões-marinhos, mitigar o conflito e promover a coexistência de pescadores e animais no sul do Brasil (Pont et al. 2016, Machado et al. 2016).

Além da redução dos esforços de pesca e da implantação de atividades de educação ambiental, a criação ou o aumento de áreas marinhas protegidas e/ou a exclusão de pesca de zonas costeiras poderiam ser eficientes na redução dos conflitos entre mamíferos marinhos e o setor pesqueiro. Apesar de as áreas marinhas protegidas não salvaguardarem toda a área de forrageio das espécies de mamíferos marinhos, quando bem planejadas podem ser eficazes na conservação das espécies (Gormley et al. 2012) e na proteção de presas naturais dos mamíferos marinhos.

Por fim, como sugestão, faz-se importante ampliar o conhecimento científico sobre a magnitude das interações entre as atividades pesqueiras e os mamíferos marinhos. Nesse sentido, é muito relevante aumentar os esforços no monitoramento das atividades pesqueiras, para atualizar estimativas de mortalidade de pequenos cetáceos, de emalhamento de grandes baleias, bem como de prejuízo econômico causado por pinípedes e cetáceos ao setor pesqueiro. A implementação de um programa de observadores de bordo consiste em uma estratégia factível e bastante significativa. Ampliar e refinar as estimativas de mortalidade de mamíferos marinhos por meio da análise de carcaças de animais encalhados nas praias oriundas de interações com as atividades pesqueiras também são fundamentais.

REFERÊNCIAS

Bastida R, Rodríguez D, Secchi ER & Silva V. 2007. Mamíferos Acuáticos de Sudamérica y Antártida. Buenos Aires: Vazquez Mazzini. 368 p.

Bordino P, Kraus S, Albareda D, Fazio A, Palmiero A, Mendez M & Botta S. 2002. Reducing incidental mortality of franciscana dolphin (*Pontoporia blainvillei*) with acoustic warning devices attached to fishing nets. *Marine Mammal Science*, 18(4): 833-842.

Brasil. Ministério da Pesca e Aquicultura. 2012. Instrução Normativa Interministerial n.º 12, de 22 de agosto de 2012. *Diário Oficial do Estado*, 165(Seção 1): 39. Disponível em: <https://www.jusbrasil.com.br/diarios/39900477/dou-secao-1-24-08-2012-pg-39?ref=serp>. Acesso em: janeiro/2020.

Crespo EA, Pedraza SN, Dans SL, Koen-Alonso M, Reyes LM, García NAN & Coscarella MA. 1997. Direct and indirect effects of the high seas fisheries on the marine mammal populations in the northern and central Patagonian coast. *Journal Northw Fisheries Science*, 22: 189-207.

D'Agrosa C, Lennert-Cody CE & Vidal O. 2000. Vaquita bycatch in Mexico's artisanal gillnet fisheries: driving a small population to extinction. *Conservation Biology*, 14: 110-1119.

Dalla-Rosa L & Secchi ER. 2007. Killer whale (*Orcinus orca*) interactions with the tuna and swordfish longline fishery off southern and south-eastern Brazil: a comparison with shark interactions. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 87: 135-140.

Danilewicz D. 2007. A toninha, *Pontoporia blainvillei* (Mammalia: Cetacea), no litoral norte do Rio Grande do Sul: mortalidade acidental em redes de pesca, abundância populacional e perspectivas para a espécie. Tese (Doutorado em Zoologia), Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul.

Danilewicz D, Secchi E, Moreno IB, Flores PAC, Ott PH & Siciliano S. 2018. *Pontoporia blainvillei* (Gervais & d'Orbigny, 1844). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Ed.) Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção: mamíferos. Brasília: ICMBio. v. 2. pp. 143-148.

Danilewicz D, Tavares M, Moreno IB, Ott PH & Trigo CC. 2009. Evidence of feeding by the humpback whale (*Megaptera novaeangliae*) in mid-latitude waters of the western South Atlantic. *Marine Biodiversity Records*, 2(e88): 1-3.

Dans SL, Koen-Alonso M, Crespo EA, Pedraza SN & García NA. 2003. Interactions between marine mammals and high seas fisheries in Patagonia: an integrated approach. *In*: Gales N, Hindell M & Kirkwood R (Eds.) *Marine mammals: fisheries; tourism and management issues*. Victoria: CSIRO Publishing. pp. 88-103.

Dawson S, Pichler F, Slooten E, Russell K & Baker SC. 2001. The North Island Hector's dolphin is vulnerable to extinction. *Marine Mammal Science*, 17(2): 366-371.

Drehmer CJ, Ferigolo J & Borsato ES. 1998. Ocorrência de *Mirounga leonina* Linnaeus (Pinnipedia, Phocidae) no extremo sul do Brasil: agressão e patologias. *Revista Brasileira de Zoologia*, 15(4): 1061-1068.

Falco AL. 2008. Caracterização da dieta do leão-marinho do sul, *Otaria flavescens* (Shaw, 1800), no litoral sul do Rio Grande do Sul: variação histórica e ontogenética. Dissertação (Mestrado em Oceanográfica Biológica), Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

Frainer G, Heissler VL, Moreno IB. 2018. A wandering Weddell seal (*Leptonychotes weddellii*) at Trindade Island, Brazil: the extreme sighting of a circumpolar species. *Polar Biology*, 41(3): 579-582.

Fruet PF, Kinas PG, Da Silva KG, Di Tullio JC, Monteiro DS, Dalla Rosa L, Estima SC & Secchi ER. 2010. Temporal trends in mortality and effects of bycatch on common bottlenose dolphins, *Tursiops truncatus*, in southern Brazil. *Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom*, 91: 1-12.

Geise L & Borobia M. 1987. New Brazilian records for *Kogia*, *Pontoporia*, *Grampus*, and *Sotalia* (Cetacea, Physeteridae, Platanistidae, and Delphinidae). *Journal of Mammalian*, 68(4): 873-875.

Gormley AM, Slooten E, Dawson S, Barker RJ, Rayment W, Du Fresne S & Bräger S. 2012. First evidence that marine protected areas can work for marine mammals. *Journal of Applied Ecology*, 49: 474-480.

Groch KR. 2005. Biologia populacional e ecologia comportamental da baleia-franca-austral, *Eubalaena australis* (Desmoulins, 1822), Cetacea, Mysticeti, no litoral sul do Brasil. Tese (Doutorado em Biologia Animal), Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

Groch KR, Flores PAC, Moreira LMPM, Castilho PVC & Groch KR. 2015. Preliminary information on right whales entanglements off Southern Brazil, 1999-2014. *In: Third Workshop On Large Whale Entanglement Issues*. International Whaling Commission, Provincetown, MA (USA).

Haimovici M, Vasconcellos M, Kalikoski DC, Abdalah P, Castello JP & Hellebrandt D. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do estado do Rio Grande do Sul. *In: Isaac VJ, Martins AS, Haimovici M & Andriquetto Filho JM (Eds.) A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais*. Belém: Universitária UFPA. pp. 157-180.

Hamilton S & Baker GB. 2019. Technical mitigation to reduce marine mammal bycatch and entanglement in commercial fishing gear: lessons learnt and future directions. *Reviews in Fish Biology and Fisheries*, 29: 223-247.

Heithaus MR & Dill ML. 2009. Feeding strategies and tactics. *In: Perrin WF, Wursig B & Mthewissen JJ (Eds.) Encyclopedia of Marine Mammals*. Califórnia: Academic Press. pp. 415-423.

Hrbek T, da Silva VMF, Dutra N, Gravena W, Martin AR & Farias IP. 2014. A new species of river dolphin from Brazil or: how little do we know our biodiversity. *PloS One*, 9(1): e83623.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2010. Plano de ação nacional para a conservação de pequenos cetáceos: Toninha, *Pontoporia blainvillei*. Série Espécies Ameaçadas, n. 10. 73 p.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2011a. Plano de ação nacional para a conservação dos grandes cetáceos e pinípedes. Série Espécies Ameaçadas, n. 14. 156 p.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). 2011b. Plano de ação nacional para a conservação dos mamíferos aquáticos: pequenos cetáceos. Série Espécies Ameaçadas, n. 18. 132 p.

Jefferson TA, Webber MA & Pitman RL. 2007. Marine Mammals of the world: a comprehensive guide to their identification. Nova York: Elsevier. 592 p.

Klippel S, Peres MB, Vooren CM & Lamónaca AF. 2005a. A pesca artesanal na costa da plataforma Sul. *In*: Vooren CM & Klippel S (Eds.) Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Porto Alegre: Igaré. pp. 178-197.

Klippel S, Vooren CM, Lamónaca AF & Peres MB. 2005b. A pesca industrial no sul do Brasil. *In*: Vooren CM & Klippel S (Eds.) Ações prioritárias para a conservação de tubarões e raias no sul do Brasil. Porto Alegre: Igaré. pp. 135-177.

Kovacs KM, Aguilar A, Aurioles D, Burkanov V, Campagna C & Gales N. 2012. Global threats to pinnipeds. *Marine Mammal Science*, 28(2): 414-436.

Lavigne DM. 2003. Marine mammals and fisheries: the role of science in the culling debate. *In*: Gales N, Hindell M & Kirkwood R (Eds.) Marine mammals: fisheries; tourism and management issues. Austrália: CSIRO Publishing, 31-47.

Machado R. 2010. Caracterização das interações operacionais entre o leão-marinho-sul-americano, *Otaria flavescens* (Shaw, 1800) (Carnivora, Otariidae) e a pesca de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas), Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Machado R. 2013. Conflito entre o leão-marinho-sul-americano (*Otaria flavescens*) e a pesca costeira comercial no sul do Brasil: uma análise ecológica e econômica. Dissertação (Mestrado em Biologia), Universidade do Vale do Rio dos Sinos.

Machado R, Oliveira LR & Montealegre-Quijano S. 2015. Incidental catch of South American sea lion in a pair trawl off southern Brazil. *Neotropical Biological Conservation*, 10: 43-47.

Machado R, Ott PH, Moreno IB, Danilewicz D, Tavares M, Crespo HA, Siciliano S & Oliveira LR. 2016. Operational interactions between South American sea lions and gillnet fishing in southern Brazil. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 26: 108-120.

Montealegre-Quijano S & Ferreira CN. 2010. Incidental catch of a franciscana dolphin *Pontoporia blainvillei* (Cetacea, Pontoporiidae) in a pair trawl off southern Brazil. *Pan-American Journal of Aquatic Sciences*, 5(3): 465-468.

Monteiro DS. 2008. Fatores determinantes da captura incidental de aves e tartarugas marinhas e da interação com orcas/falsas-orcas, na pescaria com espinhel pelágico no sudeste-sul do Brasil. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Universidade Federal do Rio Grande.

Morais IOB, Danilewicz D, Zerbini NA, Edmundson W, Hart IB, Bortolloto G. 2016. From the southern right whale hunting decline to the humpback whaling expansion: a review of whale catch records in the tropical western South Atlantic Ocean. *Mammal Review*, 47: 11-23.

Moreno IB, Tavares M, Danilewicz D, Ott PH & Machado R. 2009. Descrição da pesca costeira de média escala no litoral norte do Rio Grande do Sul: comunidades pesqueiras de Imbé/Tramandaí e Passo de Torres/Torres. *Boletim do Instituto de Pesca*, 35: 129-140.

Oliveira LR. 2013. Carnívoros marinhos. *In*: Weber MM, Roman C & Cáceres NC (Eds.) Mamíferos do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM. pp. 405-427.

Oliveira LR, Ott PH & Malabarba LR. 2008. Ecologia alimentar dos pinípedes do sul do Brasil e uma avaliação de suas interações com atividades pesqueiras. *In*: Reis NR, Peracchi AL, Santos GASD (Eds.) Ecologia de mamíferos. Rio de Janeiro: Technical Books. pp. 93-109.

Oliveira LR, Zerbini A & Auricchio P. 2001. Um possível caso de agressão em *Arctocephalus tropicalis* (Carnivora, Otariidae) com comentários sobre a conservação de pinípedes no litoral do Brasil. Publicações Avulsas do Instituto Pau Brasil, 4: 11-20.

Ott PH, Milmann L, Santos MCO, Rogers E, Rodrigues D, Siciliano S. 2016. Humpback whale breeding stock "A": increasing threats to a recently down-listed species off Brazilian fauna. Reports of the International Whaling Commission, SC/66b/SH/04.

Ott PH, Secchi ER, Moreno IB, Danilewicz D, Crespo EA, Bordino P, Ramos R, Di Benedetto AP, Bertozzi C, Bastida R, Zanellato R, Perez J & Kinas PG. 2002. Report of the working group on fishery interaction. Latin American Journal of Aquatic Mammals, 1(1): 55-64.

Ott PH, Tavares M, Secchi ER & Di Tullio JC. 2013. Cetacea. *In*: Weber MM, Roman C & Cáceres NC (Eds.) Mamíferos do Rio Grande do Sul. Santa Maria: UFSM. pp. 457-550.

Pauly D & Zeller D 2003. The global sheries crisis as a rationale for improving the FAO'S database of sheries statistics. Fisheries Centre Research Reports, 11(6): 1-9.

Pauly D & Zeller D. 2016. Catch reconstructions reveal that global marine fisheries catches are higher than reported and declining. Nature Compunction, 7: 10244.

Pauly D, Trites AW, Capuli E & Christensen V. 1998. Diet composition and trophic levels of marine mammals. *ICES Journal of Marine Science*, 55: 467-481.

Perrin WF. 1988. Dolphins, Porpoises, and Whales: An Action Plan for the Conservation of Biological Diversity: 1988-1992. IUCN. 30 p.

Pont AC, Marchini S, Engel MT, Machado R, Ott PH, Crespo EA, Coscarella M, Dalzochio MS & Oliveira LR. 2016. The human dimension of the conflict between fishermen and South American sea lions in southern Brazil. *Hydrobiologia*, 770: 89-104.

Pontalti M & Danielski M. 2011. Registros de enredamentos de baleias-franca, *Eubalaena australis* (Cetacea, Mysticeti), na temporada reprodutiva de 2010, em Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 24(2): 109-112.

Prado JHF, Paulo H, Mattos PM, Silva KG, Secchi ER. 2016. Long-Term Seasonal and Interannual Patterns of Marine Mammal Strandings in Subtropical Western South Atlantic. *PLoS One*, 11(1): e0146339.

Read AJ, Drinker P & Northridge S. 2006. Bycatch of Marine Mammals in U.S. and Global Fisheries. *Conservation Biology*, 20: 163-169.

Reeves RR. 2018. Conservation. *In*: Würsig B, Thewissen JGM, Kovacs KM (Eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. Califórnia: Academic Press. pp. 215-229.

Reeves RR, McClellan K, Werner TB. 2013. Marine mammal bycatch in gillnet and other entangling net fisheries, 1990 to 2011. *Endangered Species Research*, 20: 71-97.

Reyes P, Hucke-Gaete R & Torres-Florez JP. 2013. First observation of operational interactions between bottom-trawling fisheries and South American sea lion, *Otaria*

flavescens in south-central Chile. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom, 93(2): 1-6.

Rice DW. 1998. Marine Mammals of the World: Systematics and Distribution. Kansas: Allen Press. 231 p.

Rio Grande do Sul. Assembleia Legislativa. 2014. Decreto n.º 51.797, de 8 de setembro de 2014. Diário Oficial do Estado, 173. Disponível em: <https://www.diariooficial.rs.gov.br/diario?td=DOE&dt=2014-09-09&pg=2>. Acesso em: janeiro/2020.

Rosas FCW, Pinedo MC, Marmontel M & Haimovici M. 1994. Seasonal movements of the South American sea lion (*Otaria flavescens*, Shaw) off the Rio Grande do Sul coast, Brazil. Mammalia, 58: 51-59.

Schipper J, Chanson JS, Chiozza F, Cox NA, Hoffmann M, Katariya V, Lamoreux J, Rodrigues AS, Stuart SN, Temple HJ, Baillie J, Boitani L, Lacher TE Jr., Mittermeier RA, Smith AT, Absolon D, Aguiar JM, Amori G, Bakkour N, Baldi R, Berridge RJ, Bielby J, Black PA, Blanc JJ, Brooks TM, Burton JA, Butynski TM, Catullo G, Chapman R, Cokeliss Z, Collen B, Conroy J, Cooke JG, da Fonseca GA, Derocher AE, Dublin HT, Duckworth JW, Emmons L, Emslie RH, Festa-Bianchet M, Foster M, Foster S, Garshelis DL, Gates C, Gimenez-Dixon M, Gonzalez S, Gonzalez-Maya JF, Good TC, Hammerson G, Hammond PS, Happold D, Happold M, Hare J, Harris RB, Hawkins CE, Haywood M, Heaney LR, Hedges S, Helgen KM, Hilton-Taylor C, Hussain SA, Ishii N, Jefferson TA, Jenkins RK, Johnston CH, Keith M, Kingdon J, Knox DH, Kovacs KM, Langhammer P, Leus K, Lewison R, Lichtenstein G, Lowry LF, Macavoy Z, Mace GM, Mallon DP, Masi M, McKnight MW, Medellín RA, Medici P, Mills G, Moehlman PD, Molur S, Mora A, Nowell K, Oates JF, Olech W, Oliver WR, Oprea M, Patterson BD, Perrin WF, Polidoro BA, Pollock C, Powel A, Protas Y, Racey P, Ragle J, Ramani P, Rathbun G, Reeves RR, Reilly SB, Reynolds JE 3rd, Rondinini C, Rosell-Ambal RG,

Rulli M, Rylands AB, Savini S, Schank CJ, Sechrest W, Self-Sullivan C, Shoemaker A, Sillero-Zubiri C, De Silva N, Smith DE, Srinivasulu C, Stephenson PJ, van Strien N, Talukdar BK, Taylor BL, Timmins R, Tirira DG, Tognelli MF, Tsytsulina K, Veiga LM, Vié JC, Williamson EA, Wyatt SA, Xie Y, Young BE. 2008. The status of the world's land and marine mammals: diversity, threat, and knowledge. *Science*, 322: 225-230.

Secchi ER & Vaske Jr. T. 1998. Killer Whale (*Orcinus orca*) sightings and depredation on tuna and swordfish longline catches in southern Brazil. *Aquatic Mammals*, 24: 117-122.

Secchi ER, Kinas PG & Muelbert M. 2004. Incidental catches of franciscana in coastal gillnet fisheries in the Franciscana Management Area III: Period 1999-2000. *Latin American Journal of Aquatic Mammals*, 3: 61-68.

Secchi ER, Ott PH & Danilewicz DS. 2003. Effects of fishing by-catch and conservation status of the Franciscana dolphin, *Pontoporia blainvillei*. In: Gales N, Hindell M & Kirkwood R (Eds.) *Marine mammals: fisheries; tourism and management issues*. Austrália: CSIRO Publishing. pp. 162-179.

Seeliger U, Odebrecht C & Castello JP. 1998. Os ecossistemas costeiro e marinho do extremo sul do Brasil. Rio de Janeiro: *Ecocientia*. 341 p.

Sepúlveda M, Perez MJ, Sielfed W, Oliva D, Durán LR, Rodríguez L, Araos V & Buscaglia M. 2007. Operational interactions between South American sea lions *Otaria flavescens* and artisanal (smallscale) fishing in Chile: results from interview surveys and on-board observations. *Fisheries Research*, 83: 332-340.

Seyboth E. 2013. Padrão de ocupação da baleia-franca-austral (*Eubalaena australis*) em enseadas do litoral catarinense e a

influência de anomalias climáticas em sua taxa de natalidade. Dissertação (Mestrado em Oceanografia Biológica), Universidade Federal do Rio Grande.

Siciliano S. 1994. Review of small cetaceans and fishery interactions in coastal waters of Brazil. Reports of the International Whaling Commission, 15: 241-250.

Siciliano S. 1997. Características da população de baleias-jubarte (*Megaptera novaeangliae*) na costa brasileira, com especial referência aos Bancos de Abrolhos. Dissertação (Mestrado em Biologia Animal), Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro.

Silva KG & Silva RM. 2016. Nossa vida, nossos mares: os pinípedes do sul. Rio de Janeiro: Nema. 111 p.

Simões-Lopes PC. 1988. Ocorrência de uma população de *Sotalia fluviatilis* Gervais, 1853 (Cetacea, Delphinidae) no limite sul de sua distribuição, Santa Catarina, Brasil. Biotemas, 1: 57-56.

Simões-Lopes PC & Xímenez A. 1990. O impacto da pesca artesanal em áreas de nascimento do boto-cinza, *Sotalia fluviatilis* (Cetacea, Delphinidae) SC, Brasil. Biotemas, 3(1): 67-72.

Simões-Lopes PC & Xímenez A. 1993. Annotated list of the cetaceans of Santa Catarina coastal waters, southern Brazil. Biotemas, 6(1): 67-92.

Smith G. 1984. The International Whaling Commission: an analysis of the past and reflections on the future. Natural Resources Lawyer, 16: 543-567.

Superintendência de Desenvolvimento da Pesca (Sudepe). 1986. Portaria n.º N-11, de 21 de fevereiro de 1986. Sudepe.

Sunye PS & Morisson TC. 2006. Diagnóstico da pesca no litoral do Estado de Santa Catarina. *In*: Isaac VJ, Martins AS, Haimovici M, Andriguetto Filho JM (Eds.) A pesca marinha e estuarina do Brasil no início do século XXI: recursos, tecnologias, aspectos socioeconômicos e institucionais. Belém: Universitária UFPA. pp. 141-156.

Szteren D. 1999. Impacto económico del león marino Sudamericano (*Otaria flavescens*) en la pesca artesanal en Uruguay. Dissertação (Mestrado em Manejo de Vida Silvestre), Universidad Nacional de Córdoba.

Szteren D & Páez E. 2002. Predation by southern sea lions (*Otaria flavescens*) on artisanal fishing catches in Uruguay. *Marine and Freshwater Research*, 53: 1161-1167.

Trites AW & Spitz J. 2018. Diet. *In*: Würsig B, Thewissen JGM & Kovacs KM (Eds.) *Encyclopedia of Marine Mammals*. San Diego: Academic Press. pp. 255-259.

Turvey ST, Pitman RL, Taylor BL, Barlow J, Akamatsu T, Barrett LA, Zhao X, Reeves RR, Stewart BS, Wang K, Wei Z, Zhang X, Pusser LT, Richlen M, Brandon JR & Wang D. 2007. First human-caused extinction of a cetacean species? *Biology Letters*, 3: 537-540.

Van Erp I. 1969. In quest of the La Plata Dolphin. *Pacific Discovery*, 22: 18-24.

Vianna TS, Loch C, Castilho PV, Gaidzinski MC, Cremer MJ & Simões-Lopes PC. 2016. Review of thirty-two years of toothed whale strandings in Santa Catarina, southern Brazil (Cetacea: Odontoceti). *Zoologia*, 33(5): e20160089.

Wickens PAA. 1995. Review of operational interactions between pinnipeds and fisheries. *FAO Fisheries Technical Paper*, n. 346, 86 p.

Wickert JC, Maillard SVE, Oliveira LR & Moreno IB. 2016. Revalidation of *Tursiops gephyreus* Lahille, 1908 (Cetartyodactila: Delphinidae) from the Southwestern Atlantic Ocean. *Journal Mammalogy*, 97(6): 1728-1737.

Zerbini A & Kotas J. 1998. A note on cetacean bycatch in pelagic driftnetting off Southern Brazil. *Reports of the International Whaling Commission*, 48: 519-524.

Zerbini AN, Secchi E, Crespo E, Danilewicz D & Reeves R. 2017. *Pontoporia blainvillei* (errata version published in 2018). The IUCN Red List of Threatened Species 2017. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-3.RLTS.T17978A50371075.en>. Acesso em: novembro/2018.



BIORREMEDIAÇÃO



BIORREMEDIAÇÃO





CAPÍTULO 10

DESCOLORAÇÃO DE CORANTES PRESENTES EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL POR FUNGOS DO GÊNERO *PLEUROTUS*

Alexsandra Fernandes
Marcia Luciane Lange Silveira
Elisabeth Wisbeck
Regina Maria Miranda Gern
Mariane Bonatti-Chaves
Sandra Aparecida Furlan
Universidade da Região de Joinville (Univille)

INTRODUÇÃO

Fungos são conhecidos popularmente como bolores, mofos ou cogumelos e muitas vezes são lembrados somente pelos danos que causam, seja parasitando plantas, seja provocando problemas de saúde, como alergias e micoses em animais. No entanto, ainda que haja algumas espécies prejudiciais, muitas trazem benefícios aos seres vivos, incluindo a espécie humana. Pode-se citar, por exemplo, a ação fermentativa dos fungos para a produção de bebidas como cervejas e vinhos, além de alimentos como pães e queijos. Na medicina, são utilizados para a produção, por exemplo, de antibióticos. Na agricultura de certas espécies, é possível sintetizar substâncias inseticidas que auxiliam no controle de pragas (Pelczar Jr. et al. 1996, Esposito & Azevedo 2004). Além disso, muitas enzimas fúngicas são de interesse industrial, como por exemplo para a recuperação de ambientes degradados por poluentes químicos (Maciel et al. 2010, Ali & El-Mohamedy 2012, Pandey et al. 2017). Enzimas são pequenas moléculas que contribuem de maneira significativa para o desenvolvimento de processos ambientalmente mais sustentáveis (processos de biocatálise), substituindo processos químicos. Processos de biocatálise necessitam de menos energia de processo e geram menor quantidade de efluente, e as enzimas usadas no processo

podem ser recuperadas e reutilizadas (Pezzella et al., 2016; Lange et al. 2017).

O setor têxtil gera grande quantidade de efluente líquido com resíduos recalcitrantes, como corantes de estrutura molecular complexa, o que dificulta seu tratamento e sua disposição final. Estima-se que de 10 a 15% dos corantes utilizados nos processos de tingimento sejam perdidos e liberados juntamente com o efluente para o meio ambiente (Kamida et al. 2005, Chhabra et al. 2015). Como a absorção desses corantes pelo tecido não é perfeita, as águas residuárias têxteis acabam sendo altamente coloridas, afetando sobremaneira a vida aquática. Os corantes, além de conterem moléculas tóxicas, também absorvem luz e, como consequência, reduzem a sua disponibilidade para sistemas de fotossíntese aquática, resultando, assim, na privação de oxigênio e na interrupção da cadeia alimentar aquática (Chhabra et al. 2015, Holkar et al. 2016).

Os corantes apresentam em sua estrutura molecular dois grupos, um responsável pela cor, denominado de grupamento cromóforo, podendo ser classificado como do tipo azo, antraquinona, nitro etc.; e outro responsável pela fixação do corante ao substrato. Existem atualmente várias classes de corantes, classificadas segundo sua fixação como ácidos, diretos, básicos, azoicos, dispersivos, pré-metalizados, à cuba, de enxofre, branqueadores e reativos, sendo este último o mais usado mundialmente (Dullius 2004).

A organização internacional Ecological and Toxicological Association of the Dyestuff Manufacturing Industry (Etad), criada em 1974 com o intuito de minimizar possíveis danos aos seres vivos por diversos tipos de corantes presentes no meio ambiente, tem realizado grande divulgação de artigos científicos identificando os riscos potenciais causados pelos corantes e seus intermediários. Os riscos toxicológicos e ecológicos dessas substâncias são baseados principalmente na avaliação do grau de estrutura, na solubilidade, em possíveis interações, na rota metabólica e na relação risco/custo/benefício. Os corantes azoicos, por exemplo, têm despertado atenção, pois constituem um dos maiores grupos de corantes orgânicos produzidos mundialmente, sendo sua biotransformação responsável pela formação de aminas, benzidinas e outros intermediários com potencial ação carcinogênica. Pelo menos três mil corantes azoicos comerciais foram catalogados como cancerígenos e alguns fabricantes já os retiraram de seus catálogos (Guaratini & Zanoni 2000, Papadopoulou et al. 2013, Singh et al. 2015, Singh 2015, Forootanfar et al. 2016).

Enzimas podem atuar no tratamento desse tipo de efluente, sobretudo aquelas produzidas por fungos da podridão-

branca, pois muitos corantes possuem semelhanças estruturais químicas à da lignina, substrato utilizado por enzimas secretadas extracelularmente por esses fungos para quebrar macromoléculas em moléculas menores, capazes de ser absorvidas pelo fungo e empregadas para o seu desenvolvimento (Dalsenter 2000). Fungos da podridão-branca degradam três componentes principais da madeira – a celulose, a hemicelulose e a lignina –, proporcionando coloração clara ao substrato após sua degradação. Daí o nome fungos da podridão-branca (Esposito & Azevedo 2004).

Fungos do gênero *Pleurotus* são classificados como fungos da podridão-branca e vêm recebendo maior interesse da comunidade científica, pois possuem complexo enzimático único, composto de enzimas como lacases, manganês peroxidases, lignina peroxidases, celulasas, entre outras, com aplicação em diversas áreas. Em função da capacidade de catalisar a oxidação de vários compostos aromáticos, o fungo e/ou essas enzimas podem ser utilizados nos mais variados processos, podendo-se citar a descoloração de corantes têxteis e de polpa em indústrias de papel e celulose (como clareador, potencial substituto do cloro, que é ambientalmente nocivo por causa da geração de compostos clorados altamente tóxicos), a síntese de polímeros, os biossensores amperométricos para detecção de fenol e também o processamento de alimentos e bebidas, a remoção de xenobióticos em sistemas de águas (como os compostos interferentes endócrinos), a remoção de compostos fenólicos de vinhos, as análises de drogas e a produção de etanol (Mayer & Staples 2002, Maciel et al. 2010, Srinivasan & Viraraghavan 2010, Correa 2011, Libardi Júnior et al. 2012, Asgher et al. 2013, Zhuo et al. 2017, Pandey et al. 2017).

Muitos pesquisadores têm se dedicado a estudar a aplicação desse gênero e/ou de enzimas produzidas por esse gênero para a descoloração/degradação de corantes têxteis. Eichlerová et al. (2006) avaliaram a capacidade de oito espécies de fungos do gênero *Pleurotus* de descolorir corantes têxteis. Eles analisaram também as atividades de lacase e manganês peroxidase, enzimas expressas em maior concentração e provavelmente associadas ao processo de descoloração. O cultivo sólido foi realizado em placas de Petri, em que foram examinados o crescimento micelial radial e a região de mudança de cor, halo de descoloração. Os autores observaram que os corantes azo são mais resistentes à descoloração do que aqueles cujo grupo cromóforo é a antraquinona, por exemplo. Entre as espécies estudadas por Eichlerová et al. (2006), *Pleurotus ostreatus* e *Pleurotus pulmonarius* apresentaram maior capacidade de descoloração. Ambas as espécies mostraram início da descoloração logo no terceiro dia de cultivo; após 12-18 dias, os corantes foram totalmente descoloridos.

Anastasi et al. (2010) avaliaram a habilidade de descoloração de quatro variedades da espécie *P. ostreatus* sobre nove corantes industriais: dois corantes do grupo antraquinona, seis do grupo azo e um do grupo ftalocianina. Os corantes dos grupos azo e ftalocianina mostraram-se mais resistentes à descoloração, sendo o corante do segundo grupo resistente a todas as variedades. Os corantes do grupo antraquinona apresentaram descoloração em torno de 100%.

Papadopoulou et al. (2013) examinaram a capacidade de descoloração de 11 espécies dos fungos dos gêneros *Pleurotus*, *Ganoderma* e *Lentinus* sobre oito tipos de corantes azo e antraquinona. *Pleurotus pulmonarius* mostrou maior habilidade na descoloração dos corantes, principalmente Remazol Brilliant Blue R, com velocidade de descoloração de 2,7 mm/dia.

Das et al. (2016) investigaram o potencial de descoloração pelo caldo enzimático bruto de *P. ostreatus* sobre o corante vermelho congo e observaram percentual de degradação inferior, 37% após 20 horas de incubação a 35°C.

Kumari & Naraian (2016) averiguaram a eficiência na descoloração do corante têxtil Brilliant Green Carpet durante o cocultivo submerso de dois fungos lignocelulolíticos, *Pleurotus florida* e *Rhizoctonia solani*. Os autores notaram maior descoloração no cocultivo (98,5%) do que nos cultivos individuais de cada fungo (82,12% para *P. florida* e 68,89% para *R. solani*).

Zhuo et al. (2017) estimaram a capacidade de descoloração de *P. ostreatus* sobre diferentes corantes sintéticos têxteis e perceberam descoloração em torno de 100% para todos os corantes, mostrando grande potencial de aplicação dessa espécie na área de biotecnologia ambiental.

Este trabalho teve como objetivo avaliar o uso potencial das espécies *Pleurotus ostreatus* e *Pleurotus djamor*, esta última isolada do *campus* da Universidade da Região de Joinville (Univille) de Joinville, para a descoloração de corantes têxteis.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismos e manutenção

A linhagem *P. djamor* foi isolada do *campus* da Univille em Joinville por meio de esporos (sexuadamente), recebeu o código

Univille 001 (Borges et al., 2013) e foi identificada pelo Instituto de Botânica, de São Paulo. A linhagem *P. ostreatus*, obtida da Deutsche Sammlung von Mikroorganismen und Zellkulturen GmbH sob o código DSM 1833, foi utilizada com o intuito de, mediante comparação entre as espécies, avaliar a possibilidade de uso da linhagem isolada para a descoloração de corantes da indústria têxtil.

Ambas as culturas foram mantidas em placas de Petri contendo meio TDA (1 L de extrato de trigo, 20 g de dextrose e 15 g de ágar) (Furlan et al. 1997), à temperatura de 4°C. O extrato de trigo foi preparado por infusão de 500 g de trigo, previamente lavado, em 1 L de água deionizada. Após 10 minutos de fervura, a mistura foi filtrada em gaze e o extrato usado para preparo do meio TDA. O meio TDA foi esterilizado em autoclave a 121°C e 1 atm, por 1 hora, e vertido nas placas de Petri.

Corantes

Os corantes utilizados foram obtidos dos laboratórios de ensino da Univille e consistiram de cinco corantes empregados pela indústria têxtil:

- Remazol Brilliant Blue R: *color index* 61200;
- vermelho congo: *color index* 22120;
- violeta de metila: *color index* 42535;
- azul de trypan: *color index* 23850;
- amarelo sol.

Avaliaram-se ainda dois corantes usados na indústria alimentícia e não tóxicos – verde GR e amarelo alaranjado –, como forma de controle.

Meios e condições de cultivo

Dividiram-se meios de cultivo em dois grupos: com adição de glicose (extrato de grãos de trigo acrescidos de 15 g/L de ágar, 20 g/L de glicose e 50 mg/L do corante) e sem adição de glicose (extrato de grãos de trigo acrescidos de 15 g/L de ágar e 50 mg/L do corante). O controle biótico deu-se em placas de Petri contendo meio TDA (extrato de grãos de trigo acrescidos de 15 g/L de ágar e 20 g/L de glicose) sem adição de corante. Os controles abióticos consistiram em placas de Petri contendo meio TDA e os respectivos corantes, sem inoculação das espécies fúngicas.

As placas de Petri (85 mm) contendo os diferentes meios de cultivo foram inoculadas, no seu centro, com um disco de ágar de 12 mm de diâmetro contendo micélio fúngico de 6 dias. Em seguida, foram incubadas a 30°C e ausência de luz, por 30 dias. A inoculação não foi realizada nas placas definidas como os controles abióticos. Os experimentos ocorreram em quintuplicata.

Avaliação do crescimento micelial e da habilidade de descoloração

As avaliações do crescimento micelial radial e da habilidade de descoloração dos corantes pelos fungos foram efetuadas pela medida diária das zonas de crescimento (medida do comprimento das hifas, em cada um dos quatro quadrantes da placa de Petri, a partir do disco de ágar) e da zona de descoloração (medida do halo de descoloração formado a partir do centro da placa), respectivamente.

Cálculo das velocidades de crescimento e de descoloração

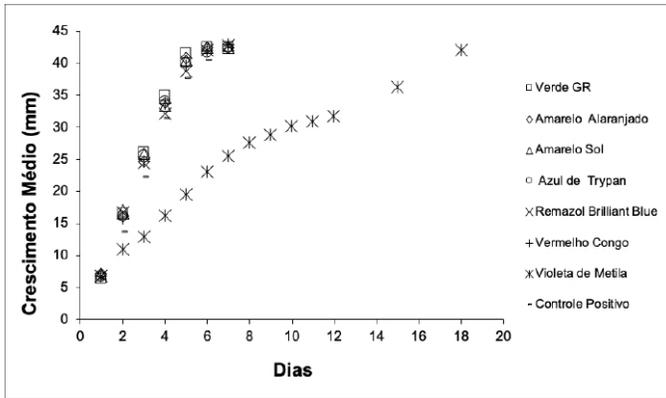
Calculou-se a velocidade de crescimento micelial pela fórmula $v_x = dD_x/dt$, em que dD_x é o crescimento em mm das hifas no intervalo de tempo dt . A velocidade de descoloração foi calculada pela fórmula $v_d = dD_d/dt$, na qual dD_d é a medida do halo de descoloração em mm no intervalo de tempo dt .

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os perfis de crescimento da espécie *P. djamor* nos meios de cultivo contendo os diferentes corantes, com e sem adição de glicose, são apresentados nas Figuras 1 e 2. Observam-se perfis muito semelhantes de crescimento, independentemente da adição ou não de glicose como fonte de carbono. O meio contendo o corante violeta de metila evidenciou as menores velocidades de crescimento pelo fungo, sendo a placa totalmente colonizada após 18 dias de cultivo, para o experimento com adição de glicose ao meio de cultivo. Para o experimento sem adição de glicose, o meio de cultivo não foi 100% colonizado, mesmo após 30 dias de cultivo (dados não apresentados). O meio de cultivo contendo o corante vermelho congo teve sua velocidade de crescimento reduzida no meio de cultivo sem glicose (colonização completa do meio com adição de glicose igual a 7 dias; sem adição de glicose, 9 dias). Os

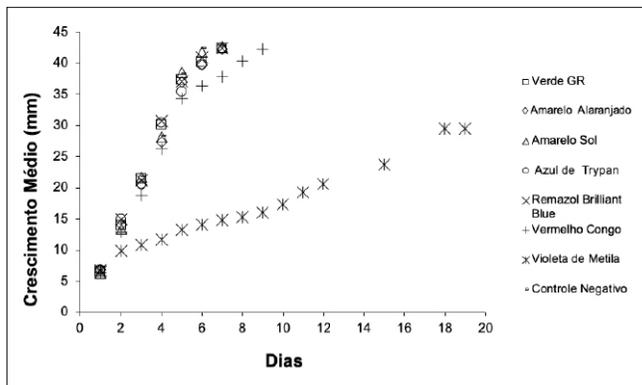
demais meios de cultivo, independentemente do tipo de corante adicionado, bem como da adição ou não de glicose, propiciaram colonização completa do meio de cultivo em 7 dias.

Figura 1 – Curvas de crescimento de *Pleurotus djamor* em meio de cultivo sólido contendo os diferentes corantes avaliados, com adição de glicose



Fonte: primária

Figura 2 – Curvas de crescimento de *Pleurotus djamor* em meio de cultivo sólido contendo os diferentes corantes avaliados, sem adição de glicose



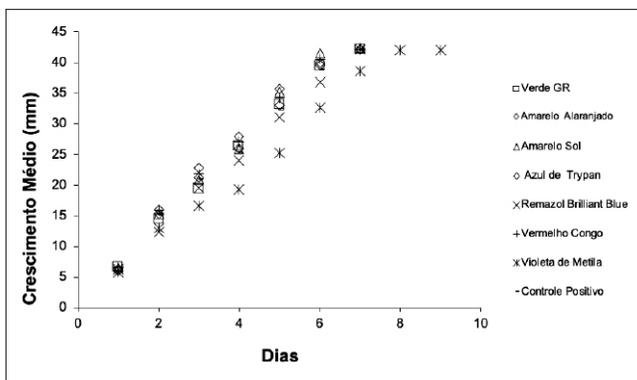
Fonte: primária

CAPÍTULO 10 • DESCOLORAÇÃO DE CORANTES PRESENTES EM EFLUENTE DA INDÚSTRIA TÊXTIL POR FUNGOS DO GÊNERO *PLEUROTUS*

Alexsandra Fernandes • Marcia Luciane Lange Silveira • Elisabeth Wisbeck • Regina Maria Miranda Gern • Mariane Bonatti-Chaves • Sandra Aparecida Furlan

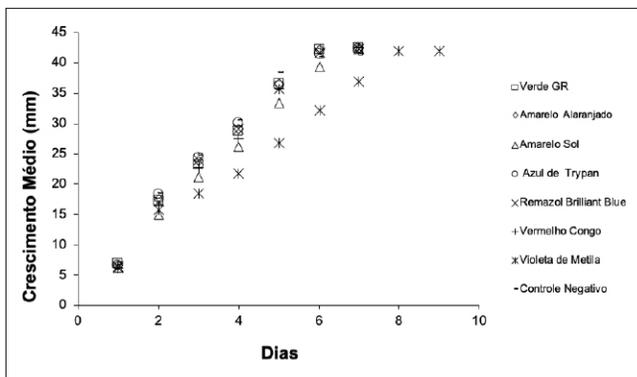
Para a espécie *P. ostreatus*, é possível observar nas Figuras 3 e 4, experimentos com e sem adição de glicose, respectivamente, que a presença dos corantes, com exceção do corante violeta de metila, não retardou o crescimento do fungo *P. ostreatus*, sendo os meios totalmente colonizados em 7 dias de cultivo, inclusive o meio controle, meio de cultivo TDA sem adição de corante.

Figura 3 – Curvas de crescimento de *Pleurotus ostreatus* em meio de cultivo sólido contendo os diferentes corantes avaliados, com adição de glicose



Fonte: primária

Figura 4 – Curvas de crescimento de *Pleurotus ostreatus* em meio de cultivo sólido contendo os diferentes corantes avaliados, sem adição de glicose



Fonte: primária

Comparando-se as duas espécies, *P. djamor* e *P. ostreatus*, percebeu-se igual capacidade de colonização fúngica dos meios de cultivo com os seguintes corantes: verde GR, amarelo alaranjado, amarelo sol, azul de trypan e Remazol Brilliant Blue; e não se notou influência da presença de glicose no meio de cultivo, uma fonte de carbono facilmente assimilável pelo fungo, sobre o crescimento de ambas as espécies (velocidades médias de crescimento em torno de 6 mm/dia).

A presença de glicose teve influência positiva especificamente no crescimento de *P. djamor* nos meios de cultivo contendo os corantes vermelho congo (velocidades médias de crescimento iguais a 6,1 e 4,7 mm/dia, em meio com e sem adição de glicose, respectivamente) e violeta de metila (velocidades médias de crescimento iguais a 2,3 e 1,7 mm/dia, em meio com e sem adição de glicose, respectivamente). As duas espécies exibiram menor capacidade de colonização do meio de cultivo contendo o corante violeta de metila, sendo esse efeito o mais pronunciado no cultivo utilizando a espécie *P. djamor*.

Como mencionado, observaram-se velocidades médias de crescimento para a espécie *P. djamor* em meio contendo o corante violeta de metila, com e sem adição de glicose, iguais a 2,3 e 1,7 mm/dia, respectivamente. Nos mesmos meios de cultivo, com a espécie *P. ostreatus* foram obtidas velocidades médias de crescimento iguais a 4,7 e 4,7 mm/dia, em meio de cultivo com e sem adição de glicose, respectivamente. Nesse caso, não se observou influência da presença de glicose na composição do meio de cultivo sobre a colonização do substrato. Nos cultivos utilizando-se a espécie *P. ostreatus*, em nenhum dos meios de cultivo se constatou influência da presença de glicose sobre o crescimento, sendo os valores de velocidade de crescimento obtidos iguais nos cultivos com e sem adição de glicose. Ainda, em relação à comparação entre as duas espécies estudadas, *P. ostreatus* não apontou retardo na velocidade de crescimento em meio de cultivo contendo o corante vermelho congo, como visto para a espécie *P. djamor*. Assim, sugere-se pequena vantagem em termos de crescimento fúngico da espécie *P. ostreatus* sobre a espécie *P. djamor*.

No tocante aos experimentos de descoloração, quanto à espécie *P. djamor*, somente os corantes amarelo alaranjado, azul de trypan, Remazol Brilliant Blue e violeta de metila, em meio de cultivo com adição de glicose, apresentaram descoloração radial, ou seja, formação de halo de descoloração, permitindo

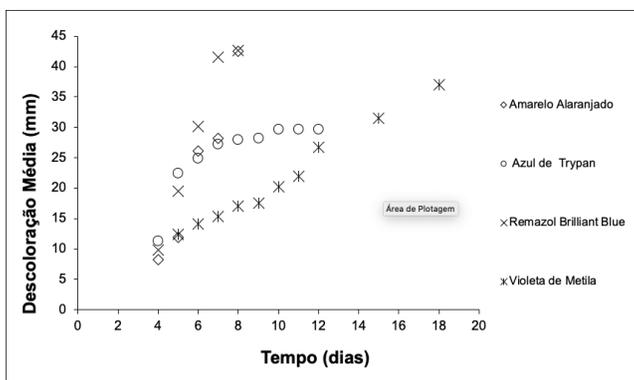
somente para esses meios de cultivo a quantificação do processo de descoloração. Apesar de a adição de glicose ao meio de cultivo não ter influenciado expressivamente o crescimento fúngico, a presença de glicose mostrou-se importante no processo de descoloração.

Segundo Srinivasan & Viraraghavan (2010), alguns fatores influenciam a capacidade de fungos de descolorir corantes, como, por exemplo, o tipo e as concentrações de nutrientes no meio de cultivo. Em seu estudo, glicose, amido e maltose foram consideradas boas fontes de carbono para a descoloração de efluente têxtil por fungos da podridão-branca. Os mesmos autores observaram maior percentual de descoloração do corante violeta de metila por *Pleurotus chrysosporium* quando adicionados glicose (5 g/L) e cloreto de amônio (0,05 g/L) ao meio de cultivo.

No presente trabalho, os meios de cultivo contendo os corantes azul de trypan e violeta de metila, sem adição de glicose ao meio de cultivo, não apresentaram descoloração mesmo após 30 dias de cultivo (dados não mostrados). Notou-se, entretanto, absorção do corante azul de trypan pelo micélio do fungo, tornando-se este azul ao final do cultivo. Munari et al. (2008) também observaram absorção de corantes por diferentes espécies de *Pleurotus*.

A Figura 5 traz as curvas cinéticas de descoloração para os meios de cultivo contendo esses corantes, em presença de glicose, utilizando-se a espécie *P. djamor*.

Figura 5 – Curvas de descoloração obtidas utilizando-se a espécie *Pleurotus djamor*, meio de cultivo com adição de glicose



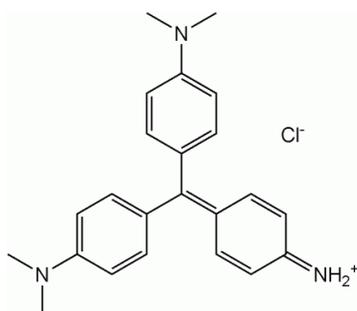
Fonte: primária

De acordo com a Figura 5, os meios de cultivo contendo os corantes amarelo alaranjado e Remazol Brilliant Blue foram totalmente descoloridos em 8 dias de cultivo, sendo observados a princípio o crescimento micelial do fungo e, a partir do quarto dia, o início do processo de descoloração. Em 7 dias de cultivo, *P. djamor* colonizou 100% de ambos os meios de cultivo.

O meio de cultivo contendo o corante azul de trypan também apresentou início do processo de descoloração no quarto dia, porém esse processo estendeu-se até o nono dia de cultivo, mostrando que esse corante tem maior resistência ao processo de descoloração. O meio de cultivo contendo o corante violeta de metila iniciou o processo de descoloração no quinto dia, estendendo-se até o 18.º dia. O processo de descoloração para os corantes azul de trypan e violeta de metila cessou em 9 e 10 dias, respectivamente, sendo os meios de cultivo com esses dois corantes não descoloridos 100% pela espécie *P. djamor*.

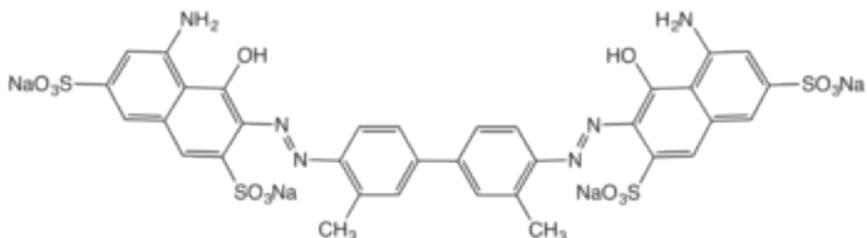
As estruturas químicas dos corantes violeta de metila e azul de trypan, classificados como corantes azoicos, estão expostas nas Figuras 6 e 7, respectivamente. A presença do corante violeta de metila no meio de cultivo apresentou influência negativa tanto sobre a velocidade média de crescimento das duas espécies fúngicas (Figuras 1-4) como no processo de descoloração para a espécie *P. djamor* (Figura 5). Correa (2011) e Eichlerová et al. (2006) também perceberam maior resistência à descoloração de corantes do tipo azo, cuja estrutura química é de difícil degradação, em comparação a corantes cujo grupo cromóforo é a antraquinona, por exemplo.

Figura 6 – Estrutura química do corante violeta de metila



Fonte: Disponível em: https://pt.wikipedia.org/wiki/Violeta_de_metila. Acesso em: 2018

Figura 7 – Estrutura química do corante azul de trypan

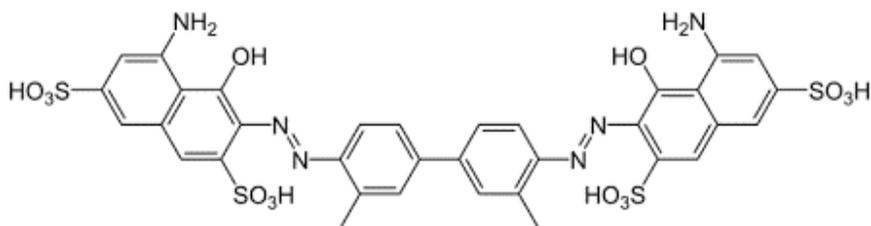


Fonte: Disponível em: https://en.wikipedia.org/wiki/Trypan_blue. Acesso em: 2018

Segundo Forootanfar et al. (2016), além de os corantes do tipo azo serem mais resistentes à degradação, eles também são considerados poluentes do meio ambiente, principalmente por sua ação carcinogênica. Os autores realizaram estudo de descoloração de corantes azo utilizando fungos basidiomicetos e observaram, além da degradação dos corantes avaliados, redução no valor da toxicidade do meio de cultivo, avaliado antes e depois do tratamento enzimático, com lacases fúngicas.

Anastasi et al. (2010) investigaram a capacidade de descoloração por diferentes variedades de *P. ostreatus* e constataram maior resistência à degradação pelos corantes dos grupos azo e ftalocianina. Os corantes do grupo antraquinona apresentaram descoloração em torno de 100% com qualquer uma das variedades. O corante Remazol Brilliant Blue, empregado neste trabalho, pertence ao grupo de corantes antraquinônicos. Sua estrutura química é mostrada na Figura 8. Esse corante, assim como o corante alimentício amarelo alaranjado, foi 100% descolorido/degradado pela espécie *P. djamor* isolada do campus da Univille.

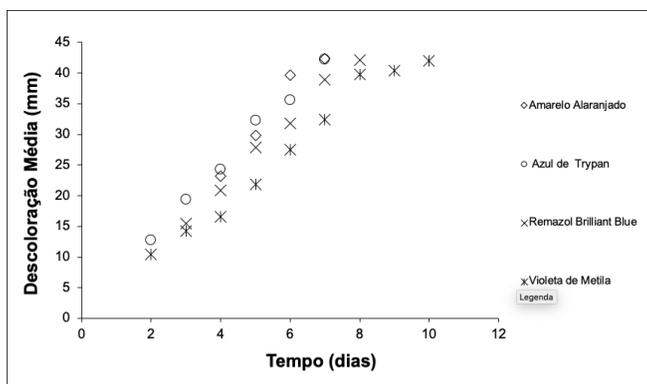
Figura 8 – Estrutura química do corante Remazol Brilliant Blue



Fonte: disponível em: https://pt.wikipedia.org/wiki/Azul_brilhante_FCF. Acesso em: 2018

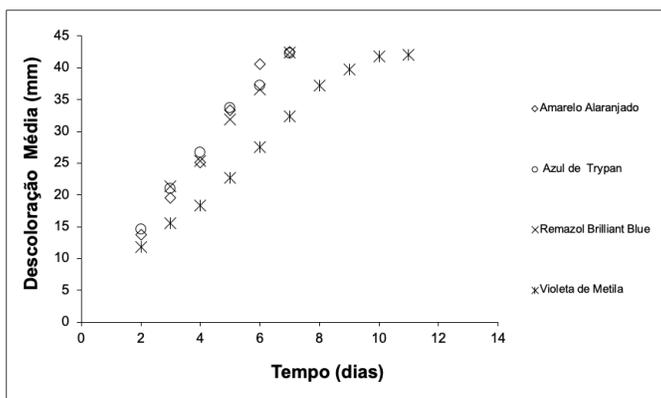
Com relação aos experimentos de descoloração utilizando-se a espécie *P. ostreatus*, também se observou formação de halo de descoloração somente quando usados os corantes amarelo alaranjado, azul de trypan, Remazol Brilliant Blue e violeta de metila nos meios de cultivo, contudo foi possível verificar formação de halo de descoloração também nos meios de cultivo sem adição de glicose para esses mesmos corantes. As Figuras 9 e 10 trazem as curvas cinéticas de descoloração para esses corantes empregando-se a espécie *P. ostreatus*, com e sem adição de glicose ao meio de cultivo.

Figura 9 – Curvas de descoloração obtidas utilizando-se a espécie de *Pleurotus ostreatus*, em meio de cultivo com adição de glicose



Fonte: primária

Figura 10 – Curvas de descoloração obtidas utilizando-se a espécie de *Pleurotus ostreatus*, em meio de cultivo sem adição de glicose



Fonte: primária

De acordo com a Figura 9, o meio de cultivo contendo o corante amarelo alaranjado iniciou o processo de descoloração tardiamente, somente no quarto dia de cultivo, porém, depois de começado o processo, foi o meio que teve o processo de descoloração finalizado mais rapidamente, 100% de descoloração em 7 dias. O meio de cultivo contendo o corante Remazol Brilliant Blue apresentou processo de descoloração a partir do terceiro dia de cultivo e em 8 dias estava totalmente descolorido. Os meios contendo os corantes azul de trypan e violeta de metila iniciaram o processo de descoloração a partir do segundo dia. O meio contendo azul de trypan mostrou-se totalmente descolorido em 7 dias, e o meio com violeta de metila, após 10 dias de cultivo.

Papadopoulos et al. (2013), em estudos sobre descoloração de corantes azo e antraquinona por espécies de *Pleurotus*, *Ganoderma* e *Lentinus*, observaram maior habilidade para a descoloração do corante Remazol Brilliant Blue R pela espécie *Pleurotus pulmonarius* AMRL 177. Os autores constataram, durante a condução dos experimentos em placas de Petri, fase lag de descoloração com tempo similar ao obtido neste trabalho, ou seja, em torno de 3 dias, e velocidade média de descoloração igual a 2,7 mm/dia – inferior à obtida neste trabalho para o mesmo corante e para as espécies *P. djamor* e *P. ostreatus* (velocidades médias de descoloração iguais a 5,3 mm/dia para *P. djamor* e 5,3 e 6,0 mm/dia para *P. ostreatus* em meio de cultivo com e sem glicose, respectivamente).

Observa-se, de acordo com a Figura 10, que os meios de cultivo contendo os corantes amarelo alaranjado, azul de trypan e violeta de metila apresentaram início do processo de descoloração no segundo dia de cultivo, contudo os meios com os corantes amarelo alaranjado e azul de trypan em 7 dias estavam totalmente descoloridos, enquanto o meio contendo o corante violeta de metila foi totalmente descolorido somente após 11 dias de cultivo. O meio contendo o corante Remazol Brilliant Blue começou o processo de descoloração no terceiro dia e em 7 dias apresentava-se totalmente descolorido.

Comparando-se as Figuras 9 e 10, pode-se sugerir vantagem em relação ao processo de descoloração para a espécie *P. ostreatus* em relação a *P. djamor*. *Pleurotus ostreatus* parece ser mais eficiente na degradação de corantes do que *P. djamor*, visto que, mesmo os meios contendo os corantes azul de trypan e violeta de metila, que não foram 100% descoloridos pela espécie *P. djamor*, em meio com adição de glicose, também após 30 dias de cultivo, durante o cultivo de *P. ostreatus* foram 100% descoloridos, em meio com e sem adição de glicose, em no máximo 11 dias de cultivo. A não adição de glicose ao meio de cultivo pode ser considerada uma forma de economia nos processos de tratamento desse tipo de resíduo, produzido pelas indústrias têxtil e alimentícia no futuro, pois, mesmo em meios de cultivo mais pobres nutricionalmente, sem suplementação com fonte de carbono e glicose, por exemplo, se verificou total descoloração dos corantes, mais especificamente dos corantes amarelo alaranjado, azul de trypan, Remazol Brilliant Blue e violeta de metila, pela espécie *P. ostreatus*, em meio sem adição de glicose.

Kumari & Naraian (2016), em pesquisas sobre descoloração de corantes têxteis, notaram maior percentual de descoloração, bem como maior quantidade de corantes degradados, durante o cocultivo submerso de dois fungos lignocelulolíticos – *P. florida* e *R. solani* (98,5%) – do que nos cultivos individuais de cada fungo (82,12% para *P. florida* e 68,89% para *R. solani*). Apesar de os fungos envolvidos nos estudos dos autores pertencerem à mesma classe de fungos investigados neste trabalho (Agaricomycetes), a espécie *R. solani* pertence a uma ordem diferente (Cantharellales). Fungos do gênero *Pleurotus* pertencem à ordem Agaricales. Ainda assim, sugere-se como

estudos futuros o cocultivo das espécies *P. djamor* e *P. ostreatus* para avaliação da descoloração de corantes têxteis, em meio de cultivo líquido, por exemplo. Ou ainda, o cocultivo de fungos de ordens diferentes e com comprovada capacidade de descoloração, a fim de aumentar a quantidade de corantes a serem degradados, de maneira especial os corantes do tipo azo, comprovadamente de mais difícil degradação e poluentes de ação carcinogênica.

REFERÊNCIAS

Ali NF & El-Mohamedy RSR. 2012. Microbial decolourization of textile waste water. *Journal of Saudi Chemical Society*, 16: 117-123.

Anastasi A, Prigione V, Varese GC. 2010. Industrial dye degradation and detoxification by basidiomycetes belonging to different eco-physiological groups. *Journal of Hazardous Materials*, 177: 260-267.

Asgher M, Aslam B, Iqbal HMN. 2013. Novel catalytic and effluent decolorization functionalities of sol-gel immobilized *Pleurotus ostreatus* IBL-02 manganese peroxidase produced from bio-processing of wheat straw. *Chinese Journal of Catalysis*, 34(9): 1756-1761.

Borges GM, De Barba FFM, Schiebelbein AP, Pereira BP, Bonatti-Chaves M, Silveira MLL, Pinho MSL, Furlan SA, Wisbeck E. 2013. Extracellular polysaccharide production by a strain of *Pleurotus djamor* isolated in the south of Brazil and antitumor activity on Sarcoma 180. *Brazilian Journal of Microbiology*, 44(4): 1059-1065.

Chhabra M, Mishra S, Sreekrishnan TR. 2015. Combination of chemical and enzymatic treatment for efficient decolorization/ degradation of textile effluent: High operational stability of the continuous process. *Biochemical Engineering Journal*, 93: 17-24.

Correa M. 2011. Estudo da capacidade de descoloração de corantes têxteis e de produção de enzimas lignocelulolíticas por fungo da espécie *Pleurotus ostreatus*. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Química), Universidade da Região de Joinville.

Dalsenter FDH. 2000. Contribuição ao estudo da proposta ZERI para um resíduo agroindustrial utilizando processo biotecnológico. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química), Universidade Regional de Blumenau.

Das A, Bhattacharya S, Panchanan G, Navya BS, Nambiar P. 2016. Production, characterization and Congo red dye decolourizing efficiency of a laccase from *Pleurotus ostreatus* MTCC 142 cultivated on co-substrates of paddy straw and corn husk. *Journal of Genetic Engineering and Biotechnology*, 14(2): 281-288.

Dullius CH. 2004. Utilização de fungos para biodegradação de corantes têxteis sintéticos. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional), Universidade de Santa Cruz do Sul.

Eichlerová I, Homolka L, Lisá L, Nerud F. 2006. The influence of extracellular H_2O_2 production on decolorization ability in fungi. *Journal of Basic Microbiology*, 46(6): 449-455.

Esposito E & Azevedo JL. 2004. Fungos: uma introdução à biologia, bioquímica e biotecnologia. Caxias do Sul: Educs. 510 p.

Forootanfar H, Rezaei S, Zeinvand-Lorestani H, Tahmasbi H, Mogharabi M, Ameri A, Faramarzi MA. 2016. Studies on the laccase-mediated decolorization, kinetic, and microtoxicity of some synthetic azo dyes. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, 14(7): 2-9.

Furlan SA, Virmond LJ, Miers D, Bonatti M, Gern RMM, Jonas R. 1997. Mushroom strains able to grow at high temperatures and low pH values. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 13: 689-692.

Guaratini CCI & Zanoni MVB. 2000. Corantes têxteis. *Química Nova*, 23(1): 71-78.

Holkar CR, Jadhav AJ, Pinjari DV, Mahamuni NM, Pandit AB. 2016. A critical review on textile wastewater treatments: Possible approaches. *Journal of Environmental Management*, 182: 351-366.

Kamida HM, Durrant LR, Monteiro RTR, Armas ED. 2005. Biodegradação de efluente têxtil por *Pleurotus sajor-caju*. Química Nova, 28(4): 629-632.

Kumari S & Naraian R. 2016. Decolorization of synthetic brilliant green carpet industry dye through fungal co-culture technology. Journal of Environmental Management, 180: 172-179.

Lange L, Parmar V, Meyer A. 2017. Biocatalysis (Reference Module in Earth Systems and Environmental Sciences). In: Abraham M (Ed.) Encyclopedia of Sustainable Technologies. Nova York: Elsevier. pp. 663-673.

Libardi Júnior N, Gern RMM, Furlan SA, Schlosser D. 2012. Laccase production by the aquatic ascomycete *Phoma* sp. UHH 5-1-03 and the white rot basidiomycete *Pleurotus ostreatus* DSM 1833 during submerged cultivation on banana peels and enzyme applicability for the removal of endocrine-disrupting chemicals. Applied Biochemistry and Biotechnology, 167(5): 1144-56.

Maciel MJM, Castro e Silva A, Ribeiro HCTI. 2010. Industrial and biotechnological applications of ligninolytic enzymes of the basidiomycota: a review. Electronic Journal of Biotechnology, 13(6): 189-194.

Mayer AM & Staples RC. 2002. Laccase: new functions for an old enzyme. Phytochemistry, 60(6): 551-65.

Munari FM, Gaio TA, Calloni R, Dillon AJP. 2008. Decolorization of textile dyes by enzymatic extract and submerged cultures of *Pleurotus sajor-caju*. World Journal of Microbiology and Biotechnology, 24: 1383-1392.

Pandey A, Negi S, Soccol CR. 2017. Current Developments in Biotechnology and Bioengineering: Production, Isolation and Purification of Industrial Products. Nova York: Elsevier. 850 p.

Papadopoulou K, Kalagona IM, Philippoussis A, Rigas F. 2013. Optimization of fungal decolorization of azo and anthraquinone dyes via Box-Behnken design. International Biodeterioration & Biodegradation, 77: 31-38.

Pelczar Jr. MJ, Chan ECS, Krieg NR. 1996. Microbiologia: conceitos e aplicações. 2. ed. São Paulo: Makron Books. v. 1. 524 p.

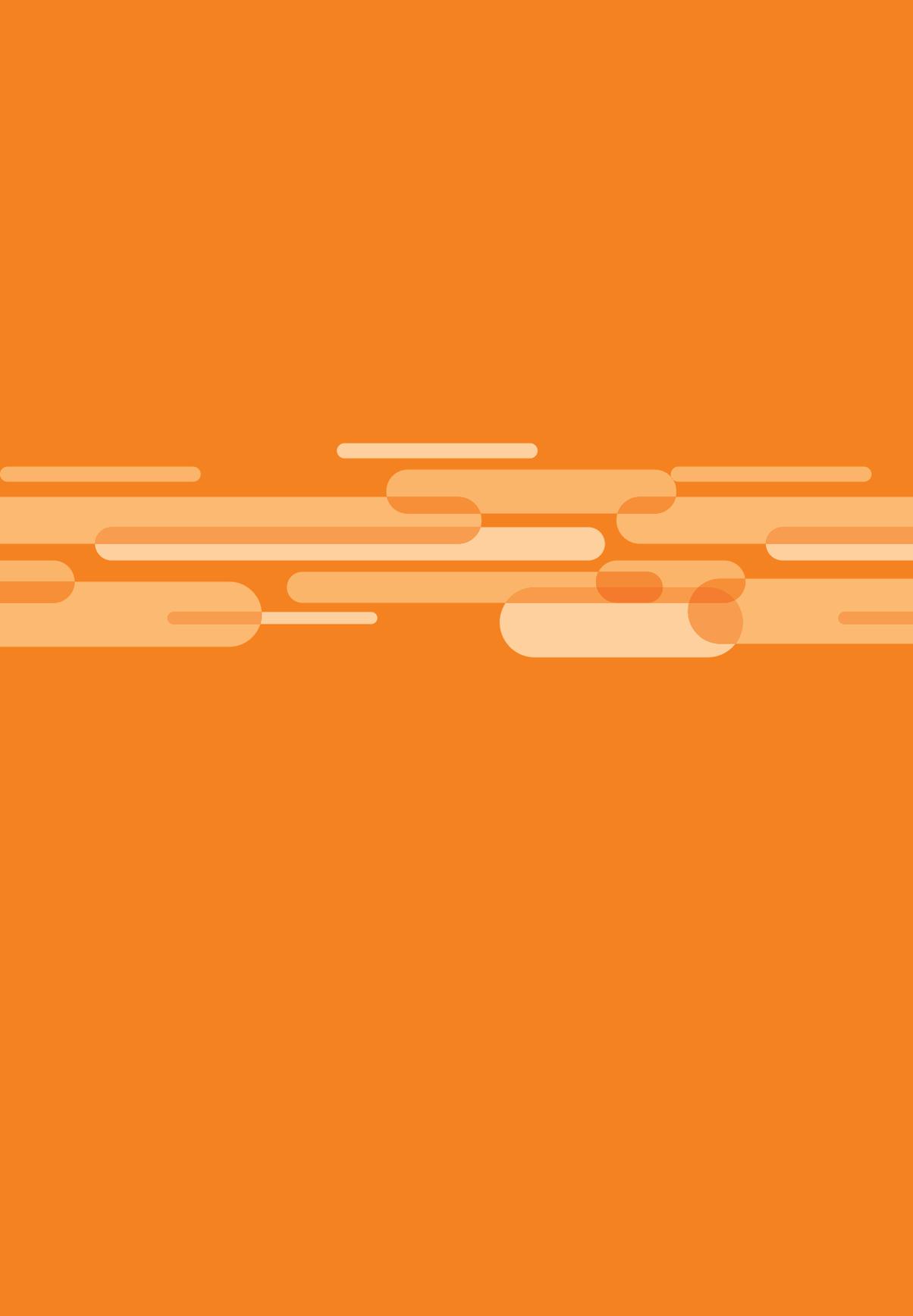
Pezzella C, Giacobbe S, Giacobelli VG, Guarino L, Kylic S, Sener M, Sannia G, Piscitelli A. 2016. Green routes towards industrial textile dyeing: A laccase based approach. Journal of Molecular Catalysis B: Enzymatic, 134(Parte B): 274-279.

Singh RL, Singh PK, Singh RP. 2015. Enzymatic decolorization and degradation of azo dyes – A review. International Biodeterioration & Biodegradation, 104: 21-31.

Singh SN. 2015. Microbial Degradation of Synthetic Dyes in Wastewater. Suíça: Springer. 367 p.

Srinivasan A & Viraraghavan T. 2010. Decolorization of dye wastewaters by biosorbents: a review. Journal of Environmental Management, 91(10): 1915-29.

Zhuo R, Yuan P, Yang Y, Zhang S, Ma F, Zhang X. 2017. Induction of laccase by metal ions and aromatic compounds in *Pleurotus ostreatus* HAUCC 162 and decolorization of different synthetic dyes by the extracellular laccase. Biochemical Engineering Journal, 117(Parte B): 62-72.





MINICURRÍCULOS DOS AUTORES

**Andrea Lima dos Santos Schneider**

Graduada em Engenharia de Alimentos, mestra e doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), com pós-doutorado na Queens University (Canadá). Atua na área de Engenharia Química com ênfase em processos biotecnológicos, microbiologia industrial e de fermentação, caracterização de enzimas, avaliação e controle de qualidade de alimentos, microbiologia de alimentos, síntese, extração, caracterização e biodegradação em solo de poli-hidroxialcanoatos. Atualmente é pesquisadora e professora titular da Universidade da Região de Joinville (Univille), em período integral com dedicação exclusiva. Na graduação é titular das disciplinas Microbiologia Ambiental, Microbiologia Industrial, Introdução à Microbiologia, Higiene e Microbiologia de Alimentos, Tecnologia de Alimentos, Biossegurança, Operações Unitárias, Processos Industriais, em diversos departamentos, lecionando atualmente as quatro primeiras disciplinas. Orientou/coorientou nos últimos 3 anos quatro dissertações de mestrado, uma tese de doutorado, dez trabalhos de iniciação científica e 11 de conclusão de curso. Está coorientando quatro alunos de mestrado, dois de doutorado e um de iniciação científica. Participa de dois projetos de pesquisa, ambos financiados pelo Fundo de Apoio à Pesquisa da Univille (FAP/Univille).

**Aleksandra Ditttrich Viana**

Acadêmica do curso de Ciências Biológicas – Biologia Marinha na Universidade da Região de Joinville (Univille). Estagiária do Laboratório de Bentologia na mesma instituição.



Alessandra Fernandes

Graduada em Química Industrial e em Engenharia Química pela Universidade da Região de Joinville (Univille), especialista em Engenharia de Produção pela Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e em Business Intuition pela Faculdade Antonio Meneghetti (AMF). Desde 1998 atua em processos químicos em empresas de grande porte. Nestas adquiriu sólida experiência em processos químicos industriais com desenvolvimento e otimização de processos, gestão de projetos, formação e liderança de equipes, desenvolvimento e coordenação de atividades relacionadas a laboratórios químicos (desenvolvimento e ensaios). Atua em sistema de gestão da qualidade relacionada às normas ISO 9001, ISO 14001, OHSAS 18001 e QC 080000, ministra treinamentos e qualificações de terceiros (laboratórios e fornecedores).



Amanda Gailit Balliana

Graduada em Biologia pela Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUC-PR) e mestra em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR).



Armando Cavalcante Franco Dias

Graduado em Biologia pela Universidade do Vale do Sapucaí (Univás), mestre em Biotecnologia pela Universidade de São Paulo (USP), doutor em Ciências pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura (Cena-USP), pós-doutor no Departamento de Ciência do Solo pela Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz” (ESALQ-USP). Atualmente trabalha como biólogo

na Empresa Andrios Assessoria em Microbiologia dos Solos. Tem experiência na área de genética e ecologia microbiana, com ênfase em genética molecular e de microrganismos, principalmente nos seguintes temas: isolamento de microrganismos, atividade enzimática da microbiota do solo, monitoramento ambiental por intermédio de técnicas moleculares, estudo da diversidade microbiana de amostras ambientais por meio de construção de bibliotecas, PCR-DGGE, PCR quantitativo, metagenômica e metatranscriptômica.

**Bárbara B. Moura**

Bacharel e licenciada em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Fundação Santo André (FSA), mestra e doutora em Biodiversidade Vegetal e Meio Ambiente pelo Instituto de Botânica de São Paulo, pós-doutora em Fisiologia Vegetal pela Universidade Estadual de Campinas (Unicamp). Atualmente é pesquisadora do Departamento de Ciência e Tecnologia

Agrária, Alimentar, Ambiental e Florestal da Universidade de Florença (Unifi), Itália.

**Bruna Conte Reginato**

Acadêmica do curso de Ciências Biológicas – Biologia Marinha da Universidade da Região de Joinville (Univille). Estagiária do Laboratório de Bentologia na mesma instituição.

**Cleusa Bona**

Graduada em Biologia e mestra em Botânica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), doutora em Botânica, área específica Anatomia Vegetal, pela Universidade de São Paulo (USP), pós-doutora em Grupos Funcionais de Plantas Costeiras pela

Universidade de Pisa (Unipi), Itália. Professora titular do Departamento de Botânica e orientadora de mestrado no Programa de Pós-Graduação em Botânica, na área de morfologia e anatomia vegetal, da UFPR.



David Valença Dantas

Graduado em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), especialista, mestre e doutor em Oceanografia pela Universidade Federal de Pernambuco (UFPE). É professor adjunto dos cursos de bacharelado em Engenharia de Pesca e em Ciências Biológicas (Biologia Marinha e Biodiversidade) e professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc, *campus* Laguna). Realiza atividades de pesquisa e desenvolvimento (P&D) no Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar) da Udesc nas seguintes áreas: ecologia de ecossistemas, ecologia de peixes, ecologia estuarina, biologia pesqueira e gerenciamento costeiro.



Devon Gebauer Mayer

Acadêmico do curso Ciências Biológicas – Biologia Marinha da Universidade da Região de Joinville (Univille). Estagiário do Laboratório de Bentologia na mesma instituição.



Eduardo Gentil

Graduado em Engenharia de Pesca pela Universidade Federal do Ceará (UFC), mestre em Ciências Marinhas Tropicais pelo Instituto de Ciências do Mar (Labomar/UFC), doutor em Sensoriamento Remoto pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (Inpe), em regime de cotutela com o Institut

Français de Recherche pour l'Exploitation de la Mer (Ifremer), França. Realizou estudos em nível de pós-doutorado no Centro de Previsão do Tempo e Estudos Climáticos (CPTEC/Inpe) e na Texas A&M University, Estados Unidos. É professor adjunto dos cursos de bacharelado em Engenharia de Pesca e em Ciências Biológicas (Biologia Marinha e Biodiversidade) e professor permanente do Programa de Pós-Graduação em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc, *campus* Laguna). Realiza atividades de pesquisa e desenvolvimento (P&D) no Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar) da Udesc nas seguintes áreas: tecnologia pesqueira, biologia pesqueira, dinâmica dos ambientes costeiros, sensoriamento remoto e oceanografia por satélites.

**Elisabeth Wisbeck**

Graduada em Engenharia Química pela Fundação Universidade Regional de Blumenau (Furb), mestra e doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente é professora titular da Universidade da Região de Joinville (Univille). Tem experiência em processos

bioquímicos, atuando principalmente nos seguintes temas: fungos dos gêneros *Pleurotus* e *Agaricus*, cultivo sólido, cultivo submerso, avaliação nutricional, polissacarídeos fúngicos, antimicrobianos, reaproveitamento de resíduos industriais e agroindustriais.

**Fabiano Antonio de Oliveira**

Graduado em Geografia, mestre e doutor em Geografia Física pela Universidade de São Paulo (USP). Professor e pesquisador da Universidade Federal do Paraná (UFPR). Tem experiência na área de geociências, com ênfase em geomorfologia e cartografia, atuando principalmente nos temas: geomorfologia aplicada, geomorfologia fluvial, hidrossedimentologia, recursos hídricos, cartografia e planejamento.



Gilmar Sidnei Erzinger

Graduado em Farmácia e Bioquímica pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), mestre e doutor em Tecnologia Bioquímico-farmacêutica pela Universidade de São Paulo (USP), pós-doutor em Fotobiologia pela Friedrich-Alexander-Universität Erlangen-Nürnberg (FAU), Alemanha. É professor titular dos cursos de Medicina, Farmácia e do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Ambiente da Universidade da Região de Joinville (Univille). Tem experiência na área de desenvolvimento de processos biotecnológicos, com ênfase em enzimologia aplicada, pesquisa em fenômenos bioquímicos, estresse oxidativo em doenças crônicas, análises instrumentais, atuando principalmente nos seguintes temas: ecotoxicologia, radiação UVA/UVB, análise por meio de imagem, microbiologia e parasitologia aplicada e desenvolvimento de novos produtos. Pesquisador Fapescc. Membro da American Society for Photobiology, da Sociedade Brasileira de Ecotoxicologia, do corpo editorial da *Pharmaceutica Analytica Acta* e da *Pharmaceutical Regulatory Affairs*. Revisor do periódico *Cellular Physiology and Biochemistry*. Bolsista de Produtividade em Desenvolvimento Tecnológico e Extensão Inovadora – DT 2 CNPq. Membro de comitê assessor da Capes na área de Ciências Ambientais e Interdisciplinaridade.



João Carlos Ferreira de Melo Júnior

Bacharel e licenciado em Ciências Biológicas pela Universidade da Região de Joinville (Univille), especialista em Espaço, Sociedade e Meio Ambiente pela Unibem, mestre em Botânica e doutor em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), pós-doutor pela Escola Nacional de Botânica Tropical do Instituto de Pesquisas do Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Professor titular das disciplinas Botânica Estrutural e Inventário de Flora da Univille. Orientador de mestrado e doutorado. Tem experiência em ecologia vegetal, atuando principalmente nos seguintes temas: ecologia funcional de plantas (morfoanatomia, diversidade funcional, efeito do ambiente físico e químico sobre o desenvolvimento vegetal), monitoramento ambiental (efeito do ambiente antropogênico sobre o

desenvolvimento das plantas) e botânica aplicada (arqueobotânica, etnobotânica, antracologia, patrimônio florestal e conservação patrimonial). Coordena os Laboratórios de Morfologia e Ecologia Vegetal e de Anatomia da Madeira da Univille e é curador da xiloteca da referida instituição. É editor-assistente do periódico científico *Acta Biológica Catarinense*. Integra o Programa de Pesquisa em Biodiversidade da Mata Atlântica (PPBio MA).

**Luciano Lorenzi**

Licenciado em Ciências Biológicas, mestre e doutor em Zoologia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Docente e pesquisador da Universidade da Região de Joinville (Univille) vinculado aos cursos de graduação em Biologia Marinha e Meio Ambiente e Biodiversidade e ao Programa de Pós-graduação em Saúde e Meio Ambiente. Coordenador do Laboratório de Bentologia da Unidade São Francisco do Sul da Univille.

**Luiz Antonio de Souza**

Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (Unesp), mestre e doutor em Botânica, área específica Anatomia Vegetal, pela Universidade de São Paulo (USP). É professor titular dos Programas de Pós-graduação *stricto sensu* em Biologia Comparada e Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais da Universidade Estadual de Maringá (UEM).



Marcia Luciane Lange Silveira

Graduada e mestra em Engenharia de Alimentos pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), doutora em Ciências – Bioquímica pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). Atualmente é professora adjunta da Universidade da Região de Joinville (Univille) e Engenheira de Alimentos da Prefeitura de Joinville.

Tem experiência na área de alimentos, com ênfase em processos biotecnológicos, atuando principalmente nos seguintes temas: aproveitamento de resíduos agroindustriais, cultivo sólido e submerso de fungos, extração e caracterização de polissacarídeos fúngicos, atividade terapêutica dos polissacarídeos fúngicos e em caracterização de polissacarídeos de fungos.



Mariana Serwy Oortman

Graduada em Biologia Marinha pela Universidade da Região de Joinville (Univille), mestra em Ecologia pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC), doutoranda em Saúde e Meio Ambiente pela Univille. Tem interesse na área de ecologia de áreas úmidas marinhas,

especialmente manguezais e a relação de *drivers* ambientais afetando a distribuição de organismos bentônicos no ecossistema.



Mariane Bonatti-Chaves

Graduada em Química Industrial pela Universidade da Região de Joinville (Univille), mestra e doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente é professora titular da Univille, com experiência e atuação nos seguintes temas: produção

de bioativos por fungos do gênero *Pleurotus*, reaproveitamento de resíduos agroindustriais da região de Joinville (SC), aplicação de metabólitos fúngicos nas áreas da saúde e ambiental, estudos relacionados à avaliação da qualidade ambiental (biomonitoramento e quantificação de metais).

**Marta Jussara Cremer**

Graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), mestra em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (UFScar) e doutora em Zoologia pela Universidade Federal do Paraná (UFPR). É professora no curso de Biologia Marinha e docente permanente no Programa de Pós-

Graduação em Saúde e Meio Ambiente da Universidade da Região de Joinville (Univille) e no Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Suas linhas de pesquisa incluem ecologia animal, qualidade ambiental e saúde, biologia da conservação e políticas públicas de meio ambiente.

**Regina Maria Miranda Gern**

Graduada em Engenharia de Alimentos, mestra e doutora em Engenharia Química pela Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC). Atualmente é professora titular da disciplina Bioquímica de cursos de graduação da Universidade da Região de

Joinville (Univille), atuando também no Programa de Pós-graduação em Saúde e Meio Ambiente da mesma instituição. Tem experiência na área de bioprocessos, com ênfase na produção de metabólitos microbianos de interesse nas áreas da saúde e do meio ambiente. Seus principais trabalhos envolvem o cultivo líquido e sólido de fungos do gênero *Pleurotus*.



Rodrigo Machado

Licenciado em Ciências Biológicas e mestre em Diversidade e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos (Unisinos), doutor em Biologia Animal pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), pós-doutorando (com bolsa PNPd da Capes) em Desenvolvimento Socioeconômico pela Universidade do Extremo Sul Catarinense (Unesc). É professor colaborador nos cursos de bacharelado em Engenharia de Pesca e em Ciências Biológicas (Biologia Marinha e Biodiversidade) da Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc, *campus* Laguna). Realiza atividades de pesquisa e desenvolvimento (P&D) no Grupo de Gestão, Ecologia e Tecnologia Marinha (GTMar/Udesc) e no Grupo de Estudos de Mamíferos Aquáticos do Rio Grande do Sul (Gemars) nas seguintes áreas: biologia e conservação de mamíferos aquáticos, biologia pesqueira, manejo de recursos naturais e aspectos socioeconômicos de comunidades pesqueiras.



Sandra Aparecida Furlan

Graduada em Engenharia Química, com especialização em Gestão de Usinas de Álcool pela Faculdade de Engenharia Química de Lorena da Universidade de São Paulo (USP), mestra em Engenharia Química e doutora em Engenharia de Processos pela Escola Superior de Engenharia Química do Instituto Nacional Politécnico de Toulouse, França. Atualmente é professora titular da Universidade da Região de Joinville (Univille), onde foi assessora da Pró-Reitoria de Pesquisa, Pós-Graduação e Extensão (1997-1998), coordenadora do Programa de Mestrado em Saúde e Meio Ambiente (1998-2002), pró-reitora na Pró-Reitoria de Pesquisa e Pós-Graduação (2002-2008), vice-reitora (2009-2012) e reitora (2013-2019). Coordenou o planejamento estratégico da Univille entre 2009 e 2012 e o projeto de implantação do Parque de Inovação Tecnológica de Joinville e Região (Inovaparq) entre 2009 e 2013. É professora dos cursos de graduação em Engenharia Química e Engenharia Ambiental e Sanitária, do Programa de Pós-Graduação em Saúde e Meio Ambiente e do Mestrado em Engenharia de Processos da Univille. Atua na área de engenharia bioquímica, com ênfase em processos biotecnológicos, e também na área de gestão da inovação

tecnológica. Possui mais de 400 trabalhos publicados nacional e internacionalmente. Já participou de cerca de 80 bancas e comissões julgadoras de trabalhos acadêmico-científicos e orientou mais de 30 trabalhos de mestrado e doutorado.

**Simone Raposo Cotta**

Graduada em Microbiologia e Imunologia, mestra e doutora em Ciências (Microbiologia) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ), pós-doutoranda pelo Centro de Energia Nuclear na Agricultura da Universidade de São Paulo (USP). Possui experiência no estudo de microrganismos associados ao ciclo do nitrogênio e do fósforo, além do estudo de elementos genéticos móveis em diferentes ambientes e seu impacto na estruturação e no funcionamento dos diversos microbiomas.

**Tamara Aparecida Carlini**

Graduada em Ciências Biológicas – Biologia Marinha pela Universidade da Região de Joinville (Univille). Atualmente é analista ambiental na empresa de tecnologia e consultoria ambiental Acquaplan. Área de atuação: avifauna, pesca artesanal, cetáceos e educação ambiental.

**Yara Cristina Bonetto**

Acadêmica do curso de Engenharia Ambiental e Sanitária da Universidade da Região de Joinville (Univille). Estagiária do Laboratório de Bentologia da mesma instituição.