

**Organizadores (Univille)**

Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior  
Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira

# CIÊNCIAS AMBIENTAIS: ENSAIOS E PERSPECTIVAS



**Fundação Educacional da Região de Joinville – Furj – Mantenedora**

**Presidente**

Sandra Aparecida Furlan

**Vice-Presidente**

Alexandre Cidral

**Diretor Administrativo**

José Kempner

**Universidade da Região de Joinville – Univille – Mantida**

**Reitora**

Sandra Aparecida Furlan

**Vice-Reitor**

Alexandre Cidral

**Pró-Reitora de Ensino**

Sirlei de Souza

**Pró-Reitora de Pesquisa e Pós-Graduação**

Therezinha Maria Novais de Oliveira

**Pró-Reitora de Extensão e Assuntos Comunitários**

Yoná da Silva Dalonso

**Pró-Reitor de Infraestrutura**

Claiton Emilio do Amaral

**Diretor do Campus São Bento do Sul**

Gean Cardoso de Medeiros

**Parque de Inovação Tecnológica de Joinville e Região – Inovaparq – Mantida**

**Diretor Executivo**

Victor Rafael Laurenciano Aguiar

**Campus Joinville**

Rua Paulo Malschitzki, 10  
Campus Universitário  
Zona Industrial  
CEP 89219-710 – Joinville/SC  
Tel.: (47) 3461-9000  
Fax: (47) 3473-0131  
*e-mail:* univille@univille.br

**Unidade Centro – Joinville**

Rua Ministro Calógeras, 439 – Centro  
CEP 89202-207 – Joinville/SC  
Tel.: (47) 3422-3021

**Campus São Bento do Sul**

Rua Norberto Eduardo Weihermann, 230  
Bairro Colonial – Cx. Postal 41  
CEP 89288-385 – São Bento do Sul/SC  
Tel./Fax: (47) 3631-9100  
*e-mail:* secsbs@univille.br

**Unidade São Francisco do Sul**

Rodovia Duque de Caxias, 6.365 – km 8  
Bairro Iperoba – CEP 89240-000  
São Francisco do Sul/SC  
Tel.: (47) 3471-3800  
*e-mail:* univille.sfs@univille.br

**Organizadores (Univille)**

Dr. João Carlos Ferreira de Melo Júnior

Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira

**CIÊNCIAS AMBIENTAIS:**  
ENSAIOS E PERSPECTIVAS

Joinville, 2017

**Produção editorial**

Editora Univille

**Coordenação geral**

Andrea Lima dos Santos  
Schneider

**Secretaria**

Adriane Cristiana Kasprovicz

**Revisão**

Cristina Alcântara  
Viviane Rodrigues

**Projeto gráfico**

Rafael Sell da Silva

**Conselho Editorial****Membros internos (Univille)**

Profa. Dra. Therezinha Maria Novais de Oliveira  
Profa. Ma. Ágada Hilda Steffen  
Prof. Dr. Alexandre Cidral  
Profa. Dra. Andrea Lima dos Santos Schneider  
Profa. Dra. Berenice Rocha Zabbot Garcia  
Profa. Dra. Denise Monique D. S. Mouga  
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 (online) – 978-85-8209-072-5

Catálogo na fonte pela Biblioteca Universitária da Univille

C569 Ciências ambientais: ensaios e perspectivas / organizadores João Carlos  
Ferreira de Melo Júnior, Therezinha Maria Novais de Oliveira -  
Joinville, SC : Editora Univille, 2017.

303 p.; il., color.

1. Ciências ambientais. 2. Biomonitoramento. 3. Tecnologia  
ambiental. 4. Conservação da natureza. I. Melo Júnior, João Carlos  
Ferreira de (org.). II. Oliveira, Therezinha Maria Novais de (org.).

CDD 577

# SUMÁRIO

<b>PREFÁCIO</b> .....	7
-----------------------	---

## ESTUDOS CONCEITUAIS

### CAPÍTULO 1

AS REGRAS GERAIS PARA SUPRESSÃO DA VEGETAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO BIOMA.....	9
Fernando Andreacci	

### CAPÍTULO 2

OS POLUENTES AMBIENTAIS E SEUS EFEITOS SOB O PRISMA DA ECOTOXICOLOGIA.....	38
Gladys Daniela Rogge Renner   Therezinha Maria Novais de Oliveira	

## ESTUDOS DE CASO DE BIOMONITORAMENTO

### CAPÍTULO 3

A DIVERSIDADE DE GALHAS PODE PREDIZER O ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA? .....	63
Ígor Abba Arriola   João Carlos Ferreira de Melo Júnior	

### CAPÍTULO 4

BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE AMBIENTAL: RESPOSTAS ESTRUTURAIS DE UMA ESPÉCIE ARBÓREA NATIVA SUBMETIDA À POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA .....	102
Renata Cavallaro   João Carlos Ferreira de Melo Júnior   Mariane Bonatti-Chaves   André Lourenço Nogueira	

### CAPÍTULO 5

O USO DE INSETOS COLEÓPTEROS STAPHYLINIDAE NA AVALIAÇÃO DE IMPACTO ANTRÓPICO EM PRAIAS ARENOSAS: UM ESTUDO DE CASO NO LITORAL DO PARANÁ.....	128
Jenyffer Vierheller Vieira   Carlos Alberto Borzone	

## ESTUDOS DE CASO DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS

### CAPÍTULO 6

MANEJO DE VEGETAÇÃO COMO ESTRATÉGIA PARA A REDUÇÃO DA INCIDÊNCIA DE QUERO-QUERO ( <i>VANELLUS CHILENSIS</i> ) EM AMBIENTE AEROPORTUÁRIO.....	148
Francieli Friedrich   Marta Jussara Cremer	

### CAPÍTULO 7

RECICLAGEM DE ZINCO PROVENIENTE DE RESÍDUO DE INDÚSTRIA DE FUNDIÇÃO.....	162
Maressa Budal Arins Bruno   Fabiano Peixoto   Mariane Bonatti-Chaves	

## ESTUDOS DE CASO DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL

### CAPÍTULO 8

GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA DE SÃO FRANCISCO DO SUL, SC: SUBSÍDIOS PARA A IMPLANTAÇÃO DO PROJETO ORLA .....	180
André de Souza de Lima   Celso Voos Vieira   Marinez Eymael Garcia Scherer	

### CAPÍTULO 9

O MANEJO DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO MADEIREIROS COMO SUBSÍDIO À CONSERVAÇÃO DOS ECOSISTEMAS NATURAIS CATARINENSES.....	201
Roberta Ramos   Alexander Christian Vibrans	

### CAPÍTULO 10

REDE DE PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO DA SERRA DO AMOLAR: UM MODELO DE CONSERVAÇÃO INTEGRADO.....	225
Letícia Larcher   Angelo Rabelo   Diego Francis Passos Viana	

## ESTUDOS DE CASO DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE

### CAPÍTULO 11

DISTRIBUIÇÃO DA DENSIDADE E RIQUEZA DA INFAUNA BENTÔNICA EM VERÃO E INVERNO NA PRAIA DA ENSEADA, SÃO FRANCISCO DO SUL, NORDESTE DE SANTA CATARINA.....	242
Luciano Lorenzi   Miguel Angel Alvarenga Baran	

### CAPÍTULO 12

COMUNIDADE DE ABELHAS E RECURSOS FLORAIS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO BRACINHO, SANTA CATARINA, BRASIL .....	263
Denise Monique Dubet da Silva Mougá   Manuel Warkentin   Emerson Gumboski   Enderlei Dec	

## PREFÁCIO

A relação entre sociedade e natureza é ainda na atualidade um tema de elevada complexidade, uma vez que traz em seu âmago a perspectiva do desenvolvimento socioeconômico e de suas relações estabelecidas com o uso dos recursos naturais, enquanto para algumas poucas sociedades a natureza sempre esteve ligada à sua própria existência, sendo os humanos parte integrante da teia da vida. Para muitas sociedades dominadas pelo poder do capital, a natureza foi simplesmente tratada como fonte inesgotável de recursos.

A sujeição do mundo natural ao crescimento desenfreado das sociedades humanas culminou na transformação, muitas vezes irreversível, da natureza em um lugar frágil, cuja diversidade de paisagens e formas de vida necessita de especial atenção. Não nos é possível imaginar o caminhar das sociedades sem a natureza, assim como não é possível deixar a natureza sem o cuidado e a atenção dos humanos. Houve um tempo remoto em que os homens temiam a natureza e deviam se cuidar com relação a ela, mas hoje vivemos um tempo em que a natureza é quem deve se cuidar dos homens.

A fragmentação dos ecossistemas, a perda de habitats, a alteração das paisagens naturais, o declínio de populações de animais, plantas e outros organismos, o esgotamento e a contaminação do solo e de reservas hídricas, a concentração de poluentes no ar atmosférico e a perda da biodiversidade são algumas das inúmeras heranças negativas deixadas pela espécie humana em sua recente trajetória na história do nosso planeta. Preconiza a ciência que as sociedades humanas mais susceptíveis ao colapso não são as mais carentes do ponto de vista econômico, mas aquelas destituídas de natureza.

Equacionar essa complexa trama de relações na busca da qualidade socioambiental e, em maior escala, da conservação planetária é uma tarefa árdua que requer comprometimento coletivo e participação ativa da sociedade. A transversalização do conhecimento produzido pelos humanos precisa ser alcançada de maneira a favorecer a criação de estratégias que apontem soluções inovadoras aos problemas aqui reportados.

Diante desse desafio, a presente obra, como produto do Programa de Pesquisas em Ciências Ambientais da Univille, traz um olhar interdisciplinar sobre temáticas socioambientais por meio de estudos científicos conceituais e de caso acerca da conservação ambiental e da biodiversidade. De forma convergente com essa perspectiva, trabalhos desenvolvidos por instituições parceiras, tais como UFPR, UFSC, IHP, Furb, Epagri, Udesc, Fiesc e Univali, também estão contemplados nesta coletânea. Desejamos que os conhecimentos aqui socializados sejam motivadores àqueles que têm a conservação da natureza como causa comum e que possam incentivar e contribuir com a construção de políticas públicas ambientais na tentativa de impedir que nossa espécie seja o real motivo de declínio do planeta Terra.

**Prof. Dr. João Carlos F. de Melo Jr.**

# **ESTUDOS CONCEITUAIS**







100% WOOD

# **AS REGRAS GERAIS PARA SUPRESSÃO DA VEGETAÇÃO DA MATA ATLÂNTICA E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A CONSERVAÇÃO DO BIOMA**

Fernando Andreacci<sup>1</sup>  
**Universidade do Vale do Itajaí**

## **INTRODUÇÃO**

O bioma da mata atlântica, quando encontrado pelos colonizadores europeus, era caracterizado por um *continuum* florestado e distribuído latitudinalmente em um eixo norte-sul e em outros dois longitudinais, norte-nordeste e sul-sudoeste, imprimindo um complexo caráter azonal de seu território com mais de 1.400.000 km<sup>2</sup> (Ab'Sáber, 2003). Em sua ampla extensão latitudinal, superior a 29° e com uma extensão longitudinal que alcançava suas maiores proporções a partir da bacia do Rio Doce até os pampas gaúchos, diferentes associações entre relevo, solo, clima e hidrologia permitiram o desenvolvimento de uma miríade de ecossistemas que abriga um elevado número de espécies e endemismos. Contudo a elevada diversidade do bioma não se originou somente dos variados aspectos fisiográficos do território, mas também em virtude de fenômenos paleoclimáticos e biológicos que atuaram por milhares de anos durante o Pleistoceno terminal, impedindo, principalmente, a entrada da umidade atlântica e criando uma condição de aridez que limitou e fragmentou a distribuição das florestas a poucos refúgios sob a forma de ecossistemas minoritários. Nesses refúgios ocorreu a densificação da fauna, o que possibilitou o surgimento de novas espécies e

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: [fandreacci@gmail.com](mailto:fandreacci@gmail.com).

subespécies que, com a retomada da umidade, novamente se expandiram, deixando setores de maior diversidade e endemismos como evidência de sua existência (Viadana, 2002). Atualmente se estima que a fauna e a flora da mata atlântica abrigam de 1-8% do total das espécies desses grupos descritas para todo o planeta (Silva & Casteleti, 2003).

Essa enorme área cheia de riquezas foi o palco principal de vários e sucessivos ciclos econômicos do Brasil durante os últimos cinco séculos; por último se instalou o crescimento urbano desordenado com o uso inadequado da terra sobre os já poucos e reduzidos fragmentos da floresta (Dean, 1996). O resultado desse processo de ocupação da mata atlântica, sem matéria específica que legislasse adequadamente sobre a utilização dos recursos do bioma, foi a conversão de um extenso norte-sul de florestas em campos agriculturáveis, os quais representam mais da metade da área nacional dedicada à agricultura, além das maiores cidades brasileiras, que atualmente abrigam mais de 70% da população do país e são responsáveis por 80% do PIB nacional (Pinto *et al.*, 2012). Em um outro extremo, a floresta de outrora encontra-se atualmente distribuída em pequenos e isolados fragmentos, restando apenas 11,73% de sua cobertura original em um estado altamente crítico de fragmentação; 83,4% dos fragmentos são menores do que 50 hectares e distribuídos em uma matriz de variados usos (Ribeiro *et al.*, 2009, 2011; Joly *et al.*, 2014). Por conta do atual nível de degradação, de sua elevada biodiversidade e endemismos, a mata atlântica é considerada um dos *hotspots* mais ameaçados e prioritários para conservação (Laurance, 2009).

Conforme aborda Gaio (2014) em uma revisão sobre a legislação do bioma, somente com a promulgação da Carta Magna em 1988 que se conferiu expressa proteção à mata atlântica e se exigiu do poder público legislação que a tutelasse de modo específico. Apesar de algumas tentativas de regulamentação anteriores com promulgação de diversos decretos após 1993, com numerosos embates entre constitucionalismo, preservação do meio ambiente e desenvolvimento econômico, apenas em 2006 foi editada a Lei n.º 11.428 (Lei da Mata Atlântica), posteriormente regulamentada pelo Decreto Federal n.º 6.660,

de 21 de novembro de 2008. Ainda que essa lei e seu decreto regulamentador tenham sido promulgados com a intenção de determinar a utilização e proteção do bioma, ambos apresentam permissividades e flexibilizações incompatíveis com o atual nível de ameaça ao bioma, sobretudo no que se refere aos remanescentes localizados na área urbana (Varjabedian, 2010). Merecem destaque também outros diplomas legais que não tratam especificamente do tema, mas que com certeza conferem algum tipo de restrição ao uso do bioma, tais como a Lei n.º 12.651/2012 (Código Florestal Brasileiro), a Lei n.º 7.661/1998 (Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro) e seu Decreto regulamentador (n.º 5.300/2004), além de outros de âmbito estadual e municipal.

Nesse sentido, o objetivo geral deste trabalho foi analisar as permissividades de supressão de vegetação no bioma mata atlântica que foram reguladas pela Lei da Mata Atlântica e legislação complementar, suas regras e formas de mitigação dos danos, especialmente para o estado de Santa Catarina.

## **REGRAS GERAIS PARA SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NO BIOMA**

A primeira possibilidade de supressão de remanescentes do bioma estabelecida na Lei da Mata Atlântica está disposta em seu artigo 14:

Art. 14. A supressão de vegetação primária e secundária no estágio avançado de regeneração somente poderá ser autorizada em caso de utilidade pública, sendo que a vegetação secundária em estágio médio de regeneração poderá ser suprimida nos casos de utilidade pública e interesse social, em todos os casos devidamente caracterizados e motivados em procedimento administrativo próprio, quando inexistir alternativa técnica e locacional ao empreendimento proposto, ressalvado o disposto no inciso I do art. 30 e nos §§ 1.º e 2.º do art. 31 desta Lei (Brasil, 2006).

Inicialmente deve ser observado o aspecto da classificação da vegetação quanto ao seu estado primário ou secundário e, se secundário, quanto ao seu estágio sucessional inicial, médio ou avançado. A Lei da Mata Atlântica determinou no artigo 4.º que essa definição tem de partir do Conselho Nacional de Meio Ambiente (Conama). Entretanto, ainda em 1993, portanto antes da promulgação da lei, o Conama, motivado pelo Decreto n.º 99.547/90, editou a Resolução n.º 10/93, que trata sobre o tema. Em virtude do nítido gradiente de tipos de ecossistemas relacionados ao mesoclima presentes na área de abrangência desse bioma, o Conama também editou de forma complementar resoluções específicas para cada estado. A Resolução n.º 04/94 definiu a vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado para o estado de Santa Catarina. Assim ela determina:

Art. 1.º – Vegetação primária é aquela de máxima expressão local, com grande diversidade biológica, sendo os efeitos das ações antrópicas mínimos, a ponto de não afetar significativamente suas características originais de estrutura e de espécies, onde são observadas área basal média superior a 20,00 metros quadrados por hectare, DAP médio superior a 25 centímetros e altura total média superior a 20 metros.

Art. 2.º – Vegetação secundária ou em regeneração é aquela resultante dos processos naturais de sucessão, após supressão total ou parcial da vegetação primária por ações antrópicas ou causas naturais, podendo ocorrer árvores remanescentes da vegetação primária (Conama, 1994).

Com relação à definição de vegetação primária, nota-se que a resolução traz uma série de parâmetros qualitativos e

subjetivos, como “grande diversidade biológica” ou “efeitos das ações antrópicas mínimos”, sem determinar nenhum critério que permita a comparação entre uma área estudada e o disposto na referida resolução. Já para os parâmetros quantitativos, como área basal, diâmetro à altura do peito (DAP) médio e altura total média, percebe-se que os variados tipos florestais citados no artigo 2.º da Lei da Mata Atlântica não receberam tratamento diferenciado, ignorando portanto suas peculiaridades. Além disso, os parâmetros estabelecidos são até mesmo incoerentes, uma vez que florestas muito jovens e ainda em regeneração facilmente ultrapassam a área basal média de 20 metros quadrados por hectare, valor que a resolução considera como indicador de estado primário (Tabarelli & Mantovani, 1999; Liebsch *et al.*, 2007; Ruschel *et al.*, 2009; Siminski *et al.*, 2013). A mesma resolução, em seu artigo 3.º, tenta definir os estágios sucessionais inicial, médio e avançado e, para isso, determina novos valores para os parâmetros quantitativos, além de uma série de parâmetros qualitativos, como as características da comunidade epifítica e das trepadeiras, da serapilheira, do sub-bosque da floresta e da composição florística. Da mesma maneira que a definição da vegetação primária, não são estabelecidos critérios para avaliação dos parâmetros qualitativos, sendo estes subjetivos e sua definição intimamente baseada na experiência do técnico (Jaster, 2002). Já para os parâmetros quantitativos, os trabalhos de Ruschel *et al.* (2009) e Siminski *et al.* (2011, 2013) demonstram que existe grande dificuldade em classificar a vegetação estudada em apenas um dos estágios de regeneração definidos pela resolução, principalmente se levados em consideração o DAP e a área basal média do remanescente. Por fim, há de se considerar também que os parâmetros quantitativos sofrem mudança significativa em seus valores dependendo do critério de inclusão dos diâmetros dos indivíduos na amostra. Sendo assim, conforme assinalam Siminski & Fantini (2004), a falta de normatização para a amostragem da vegetação no estado de Santa Catarina torna ineficazes os valores-limite estipulados para os critérios quantitativos e impossibilita sua utilização para diferenciação dos estádios. Tal limitação, no entanto, parece ter sido ultrapassada, já que a Fundação do

Meio Ambiente (Fatma), que é o órgão público responsável pelo licenciamento ambiental do estado, estabeleceu de forma tímida em algumas de suas instruções normativas os critérios mínimos de amostragem da vegetação.

A continuidade do artigo 14 da Lei da Mata Atlântica declara que a vegetação primária e a vegetação em estágio avançado de regeneração somente poderão ser suprimidas em caso de utilidade pública, enquanto a possibilidade para o estágio médio também abrange as situações de interesse social. Para esses casos também deverá ser observada a inexistência de alternativa técnica e locacional ao empreendimento proposto. Em seu artigo 3.º a lei delibera os casos de utilidade pública e interesse social:

Art. 3.º – Consideram-se para os efeitos desta Lei:

[...]

VII – utilidade pública:

- a) atividades de segurança nacional e proteção sanitária;
- b) as obras essenciais de infra-estrutura de interesse nacional destinadas aos serviços públicos de transporte, saneamento e energia, declaradas pelo poder público federal ou dos Estados;

VIII – interesse social:

- a) as atividades imprescindíveis à proteção da integridade da vegetação nativa, tais como: prevenção, combate e controle do fogo, controle da erosão, erradicação de invasoras e proteção de plantios com espécies nativas, conforme resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA;
- b) as atividades de manejo agroflorestal sustentável praticadas na pequena propriedade ou posse rural familiar que não descaracterizem a cobertura vegetal e não prejudiquem a função ambiental da área;
- c) demais obras, planos, atividades ou projetos definidos em resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (Brasil, 2006).

O artigo 14 termina com uma ressalva ao disposto no inciso I do artigo 30 e nos § 1.º e 2.º do artigo 31 da mesma lei, visto que ambos os artigos tratam das possibilidades de supressão para edificação ou loteamento dentro do espaço urbano, atividades que receberam tratamento diferenciado. Conforme aborda Kokke (2014), é importante destacar que a ressalva do artigo 14 parece excluir tanto a característica de utilidade pública e interesse social quanto a exigência de estudo de alternativa técnica e locacional para decisão no tocante à possibilidade de supressão de vegetação no espaço urbano. Contudo o mesmo autor, em uma revisão sobre o tema, concluiu ser plena a exigência por parte dos órgãos ambientais dos estudos focados na alternativa técnica e locacional como parte do processo de licenciamento ambiental e “inafastável a consideração sistemática na interpretação das normas constantes nos artigos 14, 30 e 31 da Lei de Mata Atlântica”. De acordo com Gaio (2014), a demonstração de alternativa técnica e locacional torna-se imprescindível, uma vez que a lei, em seu artigo 12, determina que “os novos empreendimentos que impliquem o corte ou a supressão de vegetação do Bioma Mata Atlântica deverão ser implantados preferencialmente em áreas já substancialmente alteradas ou degradadas” (Brasil, 2006).

Apesar da condição, inicialmente dúbia, quanto à interpretação da ressalva do artigo 14 da lei, os órgãos ambientais decidiram por não solicitar o estudo de alternativa técnica locacional nos processos de supressão da vegetação da mata atlântica; pelo menos essa é a realidade para Santa Catarina. Para o estado, a Fatma definiu a documentação necessária para supressão da vegetação nativa nas Instruções Normativas n.ºs 23 e 24. Em ambos os documentos não é mencionado o estudo de alternativa técnica locacional. Por meio da Lei Complementar n.º 140/2011 e da Resolução n.º 52/2014, são estabelecidos convênios de cooperação técnica entre o estado e seus municípios, e um dos intuitos é possibilitar a autonomia municipal do licenciamento ambiental de atividades, obras e empreendimentos que causem ou possam causar impacto de âmbito local. Os municípios conveniados, por sua vez, utilizam versões muito semelhantes das instruções normativas da Fatma, não exigindo, também, a



apresentação do estudo de alternativa técnica locacional nos processos de supressão de vegetação.

O artigo 21 da Lei da Mata Atlântica prescreve as possibilidades de intervenção da vegetação secundária em estágio avançado de regeneração da mesma maneira que o artigo 14, acrescentando somente as atividades de pesquisa científica e práticas preservacionistas, além daquelas já mencionadas anteriormente. O artigo 23 trata das possibilidades de exploração da vegetação secundária em estágio médio de regeneração. Nesse caso, esses remanescentes tiveram sua proteção reduzida em comparação àquelas primárias e em estágio avançado, uma vez que, além das possibilidades de supressão dispostas nos artigos 14, 21, 31 e 32, foi incluído o seguinte:

Art. 23. O corte, a supressão e a exploração da vegetação secundária em estágio médio de regeneração do Bioma Mata Atlântica somente serão autorizados:

[...]

III – quando necessários ao pequeno produtor rural e populações tradicionais para o exercício de atividades ou usos agrícolas, pecuários ou silviculturais imprescindíveis à sua subsistência e de sua família, ressalvadas as áreas de preservação permanente e, quando for o caso, após averbação da reserva legal, nos termos da Lei n.º 4.771, de 15 de setembro de 1965 (Brasil, 2006).

O Decreto n.º 6.660/2008, por meio do artigo 30, indicou os usos considerados imprescindíveis à subsistência do pequeno produtor rural e populações tradicionais e de suas famílias e limitou a supressão de vegetação em até dois hectares:

Art. 30. O corte e a supressão de vegetação secundária em estágio médio de regeneração para o exercício de atividades ou usos agrícolas, pecuários ou silviculturais imprescindíveis à

subsistência de pequeno produtor rural e populações tradicionais e de suas famílias, previstos no art. 23, inciso III, da Lei n.º 11.428, de 2006, depende[m] de autorização do órgão estadual competente, devendo o interessado apresentar requerimento contendo, no mínimo, as seguintes informações:

[...]

§ 1.º Consideram-se atividades ou usos agrícolas, pecuários ou silviculturais imprescindíveis à subsistência do pequeno produtor rural e populações tradicionais e de suas famílias, de que trata o *caput*, o corte e a supressão de vegetação em estágio médio de regeneração até o limite máximo de dois hectares da área coberta por vegetação em estágio médio de regeneração existente na propriedade ou posse (Brasil, 2008).

A vegetação em estágio inicial de regeneração foi tratada nos artigos 25 e 26 da Lei da Mata Atlântica, contudo não foi estabelecido nenhum tipo de guarnição, nem mesmo quando essa vegetação abrigar espécies ameaçadas de extinção, formar corredores entre remanescentes de vegetação, proteger o entorno de unidades de conservação ou ainda possuir excepcional valor paisagístico, conforme determinado no artigo 11 da Lei da Mata Atlântica. Gaio (2014) salienta a inconstitucionalidade por omissão de tal caso, já que a lei em questão olvidou da obrigação constitucional de proteger a vegetação da mata atlântica em estágio inicial de regeneração, impedindo, portanto, a efetiva e contínua regeneração desses remanescentes. A única restrição feita é quando as vegetações primária e secundária remanescentes de um município forem inferiores a 5% (cinco por cento) de sua área original de abrangência. Nessa situação, a vegetação em estágio inicial deve ser submetida ao mesmo regime da vegetação em estágio médio, excluídas mais uma vez as áreas urbanas e regiões metropolitanas.

Entende-se que, de maneira geral, ressalvadas as áreas urbanas, os remanescentes de vegetação primária e secundária em

estágio avançado da mata atlântica se encontram relativamente bem protegidos, sendo seu uso limitado ao disposto nos artigos 14 e 32 (atividades minerárias). A vegetação em estágio médio teve sua possibilidade de supressão ampliada, atendendo também às necessidades especiais do pequeno produtor rural e de populações tradicionais, porém limitada a esses agentes e ao tamanho máximo de dois hectares, conferindo assim uma certa guarnição. Em contrapartida a vegetação secundária em estágio inicial de regeneração foi completamente esvaziada de qualquer proteção.

## **REGRAS GERAIS PARA SUPRESSÃO DE VEGETAÇÃO NA ÁREA URBANA**

As regras gerais para supressão e o regime de proteção da mata atlântica na área urbana estão dispostos nos artigos 30 e 31 da lei, conforme segue:

Art. 30 – É vedada a supressão de vegetação primária do Bioma Mata Atlântica, para fins de loteamento ou edificação, nas regiões metropolitanas e áreas urbanas consideradas como tal em lei específica, aplicando-se à supressão da vegetação secundária em estágio avançado de regeneração as seguintes restrições: I – nos perímetros urbanos aprovados até a data de início de vigência desta Lei, a supressão de vegetação secundária em estágio avançado de regeneração dependerá de prévia autorização do órgão estadual competente e somente será admitida, para fins de loteamento ou edificação, no caso de empreendimentos que garantam a preservação de vegetação nativa em estágio avançado de regeneração em no mínimo 50% (cinquenta por cento) da área total coberta por esta vegetação, ressalvado o disposto nos arts. 11, 12 e 17 desta Lei e atendido o disposto no Plano Diretor do Município e demais normas urbanísticas e ambientais aplicáveis;

II – nos perímetros urbanos aprovados após a data de início de vigência desta Lei, é vedada a supressão de vegetação secundária em estágio avançado de regeneração do Bioma Mata Atlântica para fins de loteamento ou edificação.

Art. 31 – Nas regiões metropolitanas e áreas urbanas, assim consideradas em lei, o parcelamento do solo para fins de loteamento ou qualquer edificação em área de vegetação secundária, em estágio médio de regeneração, do Bioma Mata Atlântica, devem obedecer ao disposto no Plano Diretor do Município e demais normas aplicáveis e dependerão de prévia autorização do órgão estadual competente, ressalvado o disposto nos arts. 11, 12 e 17 desta Lei.

§ 1.º – Nos perímetros urbanos aprovados até a data de início de vigência desta Lei, a supressão de vegetação secundária em estágio médio de regeneração somente será admitida, para fins de loteamento ou edificação, no caso de empreendimentos que garantam a preservação de vegetação nativa em estágio médio de regeneração em no mínimo 30% (trinta por cento) da área total coberta por esta vegetação.

§ 2.º – Nos perímetros urbanos delimitados após a data de início de vigência desta Lei, a supressão de vegetação secundária em estágio médio de regeneração fica condicionada à manutenção de vegetação em estágio médio de regeneração em no mínimo 50% (cinquenta por cento) da área total coberta por esta vegetação (Brasil, 2006).

É no perímetro urbano onde se nota na lei a maior permissividade de intervenção, não sendo estipulados limites quanto ao tamanho da área pleiteada para supressão, mas somente a observação de algumas regras gerais, principalmente

no que se refere ao estágio sucessional do remanescente e ao marco temporal da aprovação do perímetro urbano. Ficou vetada a supressão de vegetação nativa primária para o estabelecimento de loteamentos ou edificações. O mesmo se aplica para a vegetação secundária em estágio avançado caso tal vegetação se localize em perímetro urbano aprovado posteriormente ao marco de início de vigência da Lei da Mata Atlântica, em 26 de dezembro de 2006. Se o remanescente em estágio avançado de regeneração situar-se em perímetro urbano aprovado anteriormente ao marco legal, poderá ter sua dimensão reduzida em até 50% para fins do estabelecimento de loteamentos ou edificações, e deverá ser garantida a preservação dos outros 50% restantes. A regra para os remanescentes em estágio médio de regeneração segue a mesma lógica: aqueles cujos limites do espaço urbano foram delimitados posteriormente à vigência da lei devem ser preservados em 50%; os aprovados anteriormente devem ser preservados em no mínimo 30% de sua dimensão, ou seja, permite-se a supressão de 70% do remanescente.

Nesse aspecto, mesmo considerando que o bioma se encontre em um nível extremamente elevado de fragmentação (Ribeiro *et al.*, 2011), aprovam-se a contínua diminuição e o fracionamento de seus poucos remanescentes, sem considerar os diversos efeitos negativos da redução da cobertura florestal nem tampouco as relações entre o tamanho e o perímetro dos fragmentos. Se por um lado as consequências da redução de grandes áreas florestadas geram impactos imediatos ao ambiente, como perda de habitats e, por conseguinte, diminuição da biodiversidade, aumento da quantidade de gases causadores do efeito estufa, disfunção do balanço hídrico, erosão do solo etc., por outro lado a contínua redução e a fragmentação dos remanescentes têm seus efeitos potencializados com o passar do tempo. Laurance *et al.* (2002) discorrem, com base em um amplo projeto sobre a dinâmica biológica de fragmentos florestais na Amazônia, sobre uma série de implicações na biota em decorrência da fragmentação de florestas. Os autores resumem tais implicações em: efeitos de amostragem, efeitos de área, efeitos de borda, efeitos da matriz e efeitos de distância. Os efeitos de amostragem decorrem da

constatação de que fragmentos menores amostram uma menor quantidade de espécies e uma menor diversidade de habitats do que fragmentos maiores. Como consequência, os efeitos de área evidenciam que a riqueza de espécies é positivamente correlacionada com o tamanho dos fragmentos, principalmente para um variado grupo de organismos que são mais sensíveis ao tamanho da área e desaparecem até mesmo de fragmentos bastante grandes, com até 100 hectares. Os autores também encontraram resultados que suportam a hipótese de que as taxas de extinção serão negativamente correlacionadas com o tamanho do fragmento (MacArthur & Wilson, 1967), visto que a extinção local de vários grupos de organismos ocorreu mais rápido em fragmentos pequenos (1-10 hectares) do que em grandes (100 hectares). O estudo de longo prazo também confirmou uma grande diversidade de efeitos de borda de ordem biótica e/ou abiótica, podendo ter ação direta e/ou indireta, conforme descrito por Murcia (1995). Alterações microclimáticas e acúmulo de serapilheira próximo às bordas dos fragmentos alteraram a composição florística, favorecendo espécies adaptadas a uma maior condição de luz e solos mais secos. O mesmo ocorreu para a fauna; enquanto um grupo mais generalista foi favorecido, outros tiveram sua abundância reduzida, sobretudo por evitar as áreas próximas das bordas. Contudo o efeito mais notável foi a atuação do vento no dano e na consequente mortalidade das árvores, causando mudanças significativas na estrutura, composição e diversidade da floresta. Esse efeito, juntamente com os demais já descritos, pode ser particularmente determinante da resiliência dos fragmentos florestais, uma vez que, quando muito pequenos, podem ser completamente destruídos pela ação contínua desse fenômeno, que tem sua atuação estendida por mais de 300 metros de distância das bordas (Laurance *et al.*, 2000). A matriz, ou seja, o tipo de ecossistema que ocupa a maior área ou representa a maior influência sobre o fragmento, mostrou efeitos diretos na composição das espécies, principalmente em decorrência de sua influência na conectividade entre fragmentos, sendo limitante para as espécies mais sensíveis. O efeito das diferentes matrizes sobre a biota inclui uma série de inter-relações entre o ambiente e a

autoecologia de cada espécie, sendo fundamental o conhecimento detalhado desses componentes (Villaseñor *et al.*, 2014). Por fim, os efeitos de distância mostram-se desastrosos, uma vez que até mesmo pequenas áreas sem a presença da floresta se tornam barreiras efetivas para uma série de espécies, impedindo assim a recolonização dos fragmentos.

Com base nos efeitos citados, é importante destacar o significado de “área total coberta por esta vegetação”, descrita nos artigos 30 e 31 da Lei da Mata Atlântica. Conforme disposto no artigo 41 do Decreto n.º 6.660/2008, esse conceito não faz referência ao tamanho do remanescente florestal *stricto sensu*, mas fica limitado ao tamanho do imóvel de interesse:

Art. 41. O percentual de vegetação nativa secundária em estágio avançado e médio de regeneração a ser preservado, de que tratam os arts. 30, inciso I, e 31, §§ 1.º e 2.º, da Lei n.º 11.428, de 2006, deverá ser calculado em relação à área total coberta por essa vegetação existente no imóvel do empreendimento (Brasil, 2008).

Sendo assim, um remanescente florestal que abrange diversas propriedades privadas fica fragmentado na ordem administrativa com relação ao número de imóveis que seus limites alcançam. Cria-se, portanto, uma fragmentação de segunda ordem, que, como a primeira, também tem efeitos nefastos sobre os remanescentes da mata atlântica. Esse efeito é particularmente potencializado em um bioma cujos 90% de remanescentes, aproximadamente, se encontram distribuídos em propriedades privadas (Sparovek *et al.*, 2010). Destarte, pode ser considerada uma série de hipóteses com relação à fragmentação de segunda ordem dos remanescentes florestais. Os proprietários que solicitarem análise referente ao corte de vegetação e cujos limites das propriedades perfizerem as bordas de um remanescente florestal *stricto sensu* descreverão um ecossistema de borda. Essa situação certamente terá uma ação comprometedora na classificação do estágio sucessional da

vegetação, já que a composição da borda difere daquela do interior (Oliveira *et al.*, 2004). Se o pleito quanto à supressão for aceito, entende-se que as partes mais interiores do remanescente terão suas características alteradas com o advir dos anos, passando a perder características de interior e a ganhar características de borda. Com isso, um novo pleito para a supressão de vegetação solicitado pelo detentor de outra propriedade poderá descrever novamente um fragmento de borda, mesmo quando este possuía outras características anteriormente.

A obrigação legal mínima de conservar os remanescentes florestais na ordem de 30 a 50% do total da área administrativa coberta por vegetação, por mais que tenha um caráter protetivo, pode criar novos fragmentos *stricto sensu*, haja vista não existir obrigação legal de manter essa vegetação coadunada ao restante do remanescente. A definição da localização e distribuição da área mínima a ser preservada fica a critério do projeto urbanístico e civil. Ressalta-se que este geralmente preza pela maximização da utilização do imóvel. Por fim, mas não se limitando à reflexão somente sobre os itens analisados aqui, a classificação do estágio sucessional de um fragmento de ordem administrativa pode mais facilmente se valer de interesses particulares, deficiência técnica ou a combinação de ambos. Conforme demonstram Siminski & Fantini (2010), grande parte dos processos de supressão de vegetação do estado de Santa Catarina é motivada por uma concepção de que as “florestas secundárias possuem baixa importância econômica e também ecológica”, além de estudos técnicos deficientes alicerçados em uma legislação também deficiente, conforme já mencionado neste texto sobre a classificação dos estágios sucessionais e a Resolução Conama 04/94.

## COMPENSAÇÃO AMBIENTAL

No tocante à compensação ambiental, todos os casos de possibilidades de supressão de vegetação citados até aqui devem observar o disposto no artigo 17 da Lei da Mata Atlântica:



Art. 17 – O corte ou a supressão de vegetação primária ou secundária nos estágios médio ou avançado de regeneração do Bioma Mata Atlântica, autorizados por esta Lei, ficam condicionados à compensação ambiental, na forma da destinação de área equivalente à extensão da área desmatada, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica, e, nos casos previstos nos arts. 30 e 31, ambos desta Lei, em áreas localizadas no mesmo Município ou região metropolitana.

§ 1.º – Verificada pelo órgão ambiental a impossibilidade da compensação ambiental prevista no *caput* deste artigo, será exigida a reposição florestal, com espécies nativas, em área equivalente à desmatada, na mesma bacia hidrográfica, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica.

§ 2.º – A compensação ambiental a que se refere este artigo não se aplica aos casos previstos no inciso III do art. 23 desta Lei ou de corte ou supressão ilegais (Brasil, 2006).

A forma de destinação de área equivalente foi definida nos artigos 26 e 27 do Decreto n.º 6.660:

Art. 26 – Para fins de cumprimento do disposto nos arts. 17 e 32, inciso II, da Lei n.º 11.428, de 2006, o empreendedor deverá:

I – destinar área equivalente à extensão da área desmatada, para conservação, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica e, nos casos previstos nos arts. 30 e 31 da Lei n.º 11.428, de 2006, em áreas localizadas no mesmo Município ou região metropolitana; ou

II – destinar, mediante doação ao Poder Público,

área equivalente no interior de unidade de conservação de domínio público, pendente de regularização fundiária, localizada na mesma bacia hidrográfica, no mesmo Estado e, sempre que possível, na mesma microbacia hidrográfica. § 1.º Verificada pelo órgão ambiental a inexistência de área que atenda aos requisitos previstos nos incisos I e II, o empreendedor deverá efetuar a reposição florestal, com espécies nativas, em área equivalente à desmatada, na mesma bacia hidrográfica, sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica.

§ 2.º A execução da reposição florestal de que trata o § 1.º deverá seguir as diretrizes definidas em projeto técnico, elaborado por profissional habilitado e previamente aprovado pelo órgão ambiental competente, contemplando metodologia que garanta o restabelecimento de índices de diversidade florística compatíveis com os estágios de regeneração da área desmatada.

Art. 27 – A área destinada na forma de que tratam o inciso I e o § 1.º do art. 26 poderá constituir Reserva Particular do Patrimônio Natural, nos termos do art. 21 da Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000, ou servidão florestal em caráter permanente conforme previsto no art. 44-A da Lei n.º 4.771, de 15 de setembro de 1965 – Código Florestal.

Parágrafo único. O órgão ambiental competente promoverá vistoria prévia na área destinada à compensação para avaliar e atestar que as características ecológicas e a extensão da área são equivalentes àquelas da área desmatada (Brasil, 2008).

Percebe-se que, para os municípios que fazem parte da zona costeira, esse instrumento foi uma extensão do também artigo 17 do Decreto n.º 5.300:

Art. 17 – A área a ser desmatada para instalação, ampliação ou realocação de empreendimentos ou atividades na zona costeira que implicar a supressão de vegetação nativa, quando permitido em lei, será compensada por averbação de, no mínimo, uma área equivalente, na mesma zona afetada (Brasil, 2004).

Nesse sentido, ampliou-se a aplicação da necessidade da compensação ambiental para toda a área de abrangência da mata atlântica, conforme delimitação no mapa do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2008). As Instruções Normativas n.ºs 23 e 24 da Fatma trazem no rol de documentos necessários para o pleito da supressão de vegetação o “termo de averbação de área com cobertura florestal”. Tal termo foi desenvolvido de maneira a atender à forma de compensação disposta no inciso primeiro do artigo 26 e no artigo 27 do Decreto n.º 6.660/2008. Pode-se inferir que se trata do meio mais comum de realizar a compensação ambiental, até porque a instituição de Reserva Particular do Patrimônio Natural se dá de maneira mais burocrática. Conforme afiança Varjabedian (2010), essa compensação ambiental

incorpora postura tecnicamente equivocada que se baseia no entendimento de que a supressão de uma floresta nativa (que também representa a subtração de múltiplas funções e serviços ecossistêmicos essenciais à manutenção da qualidade ambiental) pode ser compensada por florestas nativas remanescentes.

Além disso, não há obrigação de que a compensação ambiental se faça no mesmo remanescente administrativo ou *stricto sensu*, mas abrem-se as possibilidades para áreas da mesma bacia hidrográfica e nos casos onde há maior permissividade, na zona urbana, em áreas localizadas no mesmo município ou até mesmo na região metropolitana. Assim, as compensações ambientais são frequentemente oferecidas em áreas consideradas sem valor pelo mercado imobiliário, ou seja, nas áreas rurais ou em áreas

urbanas cujas normas urbanísticas impossibilitem o seu uso pela construção civil.

Se por um lado os remanescentes florestais das áreas rurais já se encontram com certa restrição de uso, principalmente para a vegetação primária e secundária em estágio avançado e médio de regeneração, na zona urbana a proteção de algumas áreas dá-se sobretudo com o Plano Diretor municipal, além de outros diplomas legais específicos para cada cidade. Nesse sentido, questiona-se: Qual o ganho ambiental em garantir a preservação de um local já protegido ou cuja possibilidade de intervenção é mínima? Devem ser consideradas também as áreas de uso restrito, como é o caso do disposto no artigo 11 do Código Florestal Brasileiro, em que é vedada a conversão de novas áreas, ou seja, a supressão de vegetação, porém permite-se sua utilização na forma de compensação ambiental, conferindo assim uma duplicidade de proteção que anula qualquer ganho ambiental. Vale lembrar que as áreas de Reserva Legal e de Preservação Permanente foram excluídas da possibilidade de fazer parte da intuição da servidão florestal, conforme estabelecido pelo artigo 9.º do Código Florestal Brasileiro:

Art. 9.º-A – O proprietário ou possuidor de imóvel, pessoa natural ou jurídica, pode, por instrumento público ou particular ou por termo administrativo firmado perante órgão integrante do Sisnama, limitar o uso de toda a sua propriedade ou de parte dela para preservar, conservar ou recuperar os recursos ambientais existentes, instituindo servidão ambiental.

[...]

§ 2.º – A servidão ambiental não se aplica às Áreas de Preservação Permanente e à Reserva Legal mínima exigida (Brasil, 2012).

O Decreto n.º 6.660/2008 estabelece no artigo 27 que cabe ao órgão ambiental competente vistoriar a área destinada à compensação, a fim de avaliar e atestar que foram atendidos

os requisitos legais quanto às suas características ecológicas e à extensão. Aqui, questiona-se a eficiência do órgão ambiental competente de atestar tais fatos sem dispor de estudos técnicos científicos relativos à área destinada à compensação ambiental. Ainda, como poderá o órgão ambiental determinar a presença ou não de áreas de preservação permanente, principalmente aquelas que exigem informações precisas com relação à topografia e hidrogeologia do terreno (declividade e topos de morros) ou aos pequenos corpos d'água e às suas nascentes? Sabe-se que o estado e alguns municípios dispõem de boas e variadas fontes de informações geográficas, mas estas têm sua precisão limitada ao método de aquisição das informações, geralmente não sendo equivalente ao levantamento realizado em campo. Além dos contrassensos discutidos até aqui, há um equívoco ainda maior, que é tentar compensar a destruição de uma floresta por outra já existente, não reconhecendo a contínua perda de áreas da mata atlântica (Chiodi, 2012; Varjabedian, 2010; Gaio, 2014).

De maneira subsidiária, a Lei da Mata Atlântica, em seu artigo 26, § 1.º, oferece outra forma de compensação ambiental quando se verifica a impossibilidade de destinação de área equivalente: a reposição florestal. Nessa forma de compensação, o interessado deverá recompor com espécies nativas uma área equivalente à desmatada na mesma bacia hidrográfica da área sujeita à supressão. A forma subsidiária de compensação rompe com o equívoco de tentar compensar a destruição de uma floresta por uma já existente, uma vez que condiciona o interessado em recompor uma área sem cobertura florestal. Com relação a isso, Gaio (2014) atenta para o princípio da hermenêutica jurídico-ambiental "*in dubio pro natura*". O autor acredita que o órgão ambiental deve inverter a ordem de prioridade prevista no artigo 17 exigindo

[...] primeiramente a recuperação florestal nativa de área degradada com extensão equivalente à área desmatada, mediante a execução de projeto técnico aprovado pelo órgão público ambiental, e sua proteção por meio do instituto de servidão

florestal ou da instituição de Reserva Particular do Patrimônio Natural e, tão somente comprovada a impossibilidade dessa providência, passar a exigir a compensação ambiental por meio da destinação de outra área equivalente.

Apesar de essa inversão certamente ter caráter menos prejudicial a longo prazo, questiona-se como poderão ser compensadas todas as relações de uma floresta já existente por outra que precisará de mais de 150 anos para recuperar uma condição de floresta madura (Liebsh *et al.*, 2008).

## REGRAS GERAIS PARA A ATIVIDADE MINERÁRIA

O regime de supressão de vegetação secundária para fins de atividades minerárias é definido no artigo 32 da Lei da Mata Atlântica:

Art. 32 – A supressão de vegetação secundária em estágio avançado e médio de regeneração para fins de atividades minerárias somente será admitida mediante:

I – licenciamento ambiental, condicionado à apresentação de Estudo Prévio de Impacto Ambiental/Relatório de Impacto Ambiental – EIA/RIMA, pelo empreendedor, e desde que demonstrada a inexistência de alternativa técnica e locacional ao empreendimento proposto;

II – adoção de medida compensatória que inclua a recuperação de área equivalente à área do empreendimento, com as mesmas características ecológicas, na mesma bacia hidrográfica e sempre que possível na mesma microbacia hidrográfica, independentemente do disposto no art. 36 da Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000 (Brasil, 2006).

Verifica-se aqui a única situação em que são expressamente solicitados o Estudo Prévio de Impacto Ambiental e o Relatório de Impacto Ambiental (EPIA/RIMA). Gaio (2014, p. 141) comenta que esse dispositivo legal, quando corretamente aplicado, permite uma conciliação entre a necessidade de extração dos recursos minerais e a proteção da mata atlântica, já que tal instrumento “deve ter o condão de analisar não somente a viabilidade ambiental do empreendimento, incluindo-se a questão das alternativas técnicas locais, mas também a aferição da real existência do déficit do recurso mineral na região em que pretende-se sua exploração”. Outro ponto importante é a medida compensatória que se dá somente na forma de reposição florestal, acrescida do outro tipo de compensação ambiental estabelecido pela Lei n.º 9.985/00, na forma de pagamento de meio por cento do valor do empreendimento para fins prioritários de regularização fundiária e demarcação de terras de unidades de conservação de proteção integral.

Merece mencionar também que a atividade minerária é caracterizada ora como utilidade pública, ora como interesse social por outros diplomas legais, além de a inexistência de alternativa técnica local ser justificada pela característica rigidez locacional. A Lei da Mata Atlântica estabeleceu os casos considerados de utilidade pública e interesse social e excluiu destes as atividades minerárias. Diante disso, Chiodi (2012) conclui que foi vedada qualquer interpretação extensiva da norma, visto que a atividade minerária deverá obedecer ao estipulado no artigo 32 da lei, não podendo se valer das características de utilidade pública, interesse social ou ainda rigidez locacional postos em outros diplomas. Ainda quanto à rigidez locacional, o autor complementa: “[...] o argumento da rigidez locacional é frequentemente utilizado para justificar toda e qualquer intervenção, ignorando-se que também há rigidez locacional, até mais evidente, de atributos ambientais que não ocorrem isolada ou conjuntamente em nenhuma parte do globo” (CHIODI, 2012, p. 45).

## **OUTRAS POSSIBILIDADES DE INTERVENÇÃO**

No texto não foram abordadas as possibilidades de intervenção no bioma referentes à supressão de espécies pioneiras, espécies ameaçadas de extinção, prática de pousio, além de outras mais

específicas. Apesar disso, pode-se afirmar de maneira sucinta uma repetição falha na tentativa de assegurar a preservação do bioma. Com relação à supressão de espécies pioneiras, Varjabedian (2010) adianta que se trata de “permissividade temerária”, uma vez que permite a descaracterização do ambiente por meio da degradação ambiental. Quanto às espécies ameaçadas de extinção, apesar de o Decreto n.º 6.660/2008, em seu artigo 39, explicitar a necessidade de atestar a inexistência de alternativa técnica e locacional, além da garantia de que os impactos causados serão mitigados e não agravarão o risco de sobrevivência *in situ* da espécie, em Santa Catarina há a possibilidade de compensação do dano pela simples doação de mudas da espécie em específico na proporção de 1:10 (FATMA, 2015). Já a prática do *pousio* se dá sobre a vegetação secundária e em estágio inicial de regeneração e, como mencionado anteriormente, esta encontra-se completamente desguarnecida de qualquer proteção.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A Lei da Mata Atlântica e seu decreto regulamentador foram promulgados com a intenção de regular a utilização e a proteção da vegetação nativa da mata atlântica. De forma geral, verifica-se no texto dos instrumentos legais a regulamentação do uso, porém questionam-se as estratégias criadas a fim de garantir a proteção. A lei traz um entendimento cartesiano do bioma, ignorando a complexa teia de relações existente entre todos os organismos que compõem os remanescentes florestais e dependem deles. Esse entendimento pode ser verificado em vários aspectos da lei, tanto na forma de caracterização dos fragmentos em unidades administrativas quanto na tentativa de preservação destes por meio do fracionamento das unidades de floresta, ou ainda na forma equivocada de compensação do dano. Apesar de suas limitações, a lei certamente confere um retardo nas taxas de desmatamento do bioma, ampliando assim sua sobrevivência. Ao contrário do que se observa em alguns estados do Brasil (*e.g.*: São Paulo), onde a unidade federativa estabeleceu regras mais restritivas quanto à



utilização e à preservação do bioma, em Santa Catarina notam-se falta de normatização, incoerências, má interpretação das normas e um vazio legal no tocante a normas mais coesas acerca da preservação da mata atlântica.

Talvez a melhor estratégia para proteção do bioma deva partir de um instrumento que se fundamente na observação das características peculiares dos remanescentes em âmbito municipal, de maneira a subsidiar outros planos correlatos, como Plano Diretor, Plano Municipal de Saneamento Básico, Plano de Bacia Hidrográfica, entre outros. Esse instrumento é definido no artigo 38 da lei como Plano Municipal de Conservação e Recuperação da Mata Atlântica, podendo até mesmo ser beneficiado pelo fundo de restauração do bioma o município que possuir tal plano aprovado pelo Conselho Municipal do Meio Ambiente. Esse plano já é realidade em muitas cidades da Região Sudeste do Brasil, principalmente no estado do Rio de Janeiro, porém em Santa Catarina a mobilização ocorre de maneira tímida; até o momento Dona Emma é o único município catarinense que possui o plano elaborado.

## REFERÊNCIAS

Ab'Sáber AN. 2003. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. 3. ed. São Paulo: Ateliê Editorial. 159 p.

Brasil. 2004. Decreto n.º 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Regulamenta a Lei n.º 7.661, de 16 de maio de 1988, que institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), dispõe sobre regras de uso e ocupação da zona costeira e estabelece critérios de gestão da orla marítima, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 2 dez.

Brasil. 2008. Decreto n.º 6.660, de 21 de novembro de 2008. Regulamenta dispositivos da Lei n.º 11.428, de 22 de dezembro de 2006, que dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma mata atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 24 nov.

Brasil. 2011. Lei Complementar n.º 140, de 8 de dezembro de 2011. Fixa normas, nos termos dos incisos III, VI e VII do *caput* e do parágrafo

único do artigo 23 da Constituição Federal, para a cooperação entre a União, os estados, o Distrito Federal e os municípios nas ações administrativas decorrentes do exercício da competência comum relativas à proteção das paisagens naturais notáveis, à proteção do meio ambiente, ao combate à poluição em qualquer de suas formas e à preservação das florestas, da fauna e da flora; e altera a Lei n.º 6.938, de 31 de agosto de 1981. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 9 dez.

Brasil. 1998. Lei n.º 7.661, de 16 de maio de 1998. Institui o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 18 maio.

Brasil. 2000. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1.º, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza, e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 19 jul.

Brasil. 2006. Lei n.º 11.428, de 22 de dezembro de 2006. Dispõe sobre a utilização e proteção da vegetação nativa do bioma mata atlântica e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 26 dez.

Brasil. 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis n.ºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis n.ºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória n.º 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 28 maio.

Chiodi CK. 2012. A mineração na Lei da Mata Atlântica. MPMG Jurídico, edição especial Mineração: 41-45.

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1994. Resolução n.º 04, de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da mata atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais no estado de Santa Catarina. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 17 jun.

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1993. Resolução n.º 10, de 1.º de outubro de 1993. Estabelece os parâmetros

básicos para análise dos estágios de sucessão de mata atlântica. Diário Oficial da União, Brasília, DF, 3 nov.

Consema – Conselho Estadual do Meio Ambiente. 2014. Resolução n.º 52, de 5 de dezembro de 2014. Estabelece critérios gerais para exercício do licenciamento ambiental municipal de atividades, obras e empreendimentos que causem ou possam causar impacto de âmbito local em todo o estado de Santa Catarina. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 23 dez.

Dean W. 1996. A ferro e fogo: a história e a devastação da mata atlântica brasileira. São Paulo: Companhia das Letras. 484 p.

Fatma – Fundação do Meio Ambiente. 2010a. Instrução normativa n.º 23. Supressão da vegetação nativa em área rural. Florianópolis.

Fatma – Fundação do Meio Ambiente. 2010b. Instrução normativa n.º 24. Supressão da vegetação nativa em área urbana. Florianópolis.

Fatma – Fundação do Meio Ambiente. 2015. Portaria n.º 309, de 24 de novembro de 2015. Regulamenta a compensação pela supressão de espécies ameaçadas de extinção localizadas em fragmentos florestais no estado de Santa Catarina e dá outras providências. Diário Oficial do Estado de Santa Catarina, Florianópolis, SC, 3 dez.

Gaio A. 2014. Lei da Mata Atlântica comentada. São Paulo: Almedina. 232 p.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2008. Mapa da área de aplicação da Lei n.º 11.428/2006. IBGE.

Jaster CB. 2002. A estrutura como indicadora do nível de desenvolvimento sucessional de comunidades arbóreas da restinga – uma proposta metodológica. Tese (Doutorado em Ciências Florestais), Universidade Federal do Paraná.

Joly C, Metzger JP & Tabarelli M. 2014. Experiences from the Brazilian atlantic forest: ecological findings and conservation initiatives. *New Phytologist*, 204: 459-473.

Kokke M. 2014. Alternativa técnica e locacional na análise de supressão de mata atlântica para implantação de loteamentos urbanos. *Revista Magister de Direito Ambiental e Urbanístico*, 10: 55-71.

Laurance WF. 2009. Conserving the hottest of the hotspots. *Biological Conservation*, 142: 1137.

Laurance WF, Delamônica P, Laurance SG, Vasconcelos HL & Lovejoy TE. 2000. Conservation: rainforest fragmentation kills big trees. *Nature*, 404: 836.

Laurance WF, Lovejoy TE, Vasconcelos HL, Bruna EM, Didham RK, Stouffer PC, Gascon C, Bierregaard RO, Laurance SG & Sampaio E. 2002. Ecosystem decay of Amazonian forest fragments: a 22-year investigation. *Conservation Biology*, 16: 605-618.

Liebsch D, Goldenberg R & Marques MCM. 2007. Florística e estrutura de comunidades vegetais em uma cronoseqüência de floresta atlântica no estado do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 21(4): 983-992.

Liebsch D, Marques MCM & Goldenberg R. 2008. How long does the atlantic rain forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. *Biological Conservation*, 141: 1717-1725.

MacArthur RH & Wilson EO. 1967. *The theory of Island biogeography*. Princeton: Princeton University Press. 224 p.

Murcia C. 1995. Edge effects in fragmented forests: implications for conservation. *Trends in Ecology & Evolution*, 10(2): 58-62.

Oliveira M, Grillo A & Tabarelli M. 2004. Forest edge in the Brazilian atlantic forest: drastic changes in tree species assemblages. *Oryx*, 38(4): 389-394.

Pinto LP, Bede LC, Fonseca M, Lamas I, Mesquita CA, Paglia A & Cisalpino TP. 2012. Mata atlântica. *In*: Scarano FR, Santos I, Martins ACI, Silva JMC, Guimarães A, Mittermeier RA (Eds.). *Biomás brasileiros: retratos de um país plural*. Rio de Janeiro: Casa da Palavra / Conservação Internacional. pp. 16-55.

Ribeiro MC, Martensen AC, Metzger JP, Tabarelli M, Scarano FR & Fortin MJ. 2011. The Brazilian atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. *In*: Zachos FE & Habel JC (Eds.). *Biodiversity hotspots*. Heidelberg: Springer. pp. 405-434.

Ribeiro MC, Metzger JP, Martensen AC, Ponzoni FJ & Hirota MM. 2009. The Brazilian atlantic forest: how much is left, and how is the remaining forest distributed? Implications for conservation. *Biological Conservation*, 142: 1141-1153.

Ruschel AR, Mantovani M, Reis MS & Nodari RO. 2009. Caracterização e dinâmica de duas fases sucessionais em floresta secundária da mata atlântica. *Revista Árvore*, 33(1): 101-115.

Silva JMC & Casteleti CHM. 2003. Status of the biodiversity of the atlantic forest of Brazil. *In*: Galindo-Leal C, Câmara IG (Eds.). *The atlantic forest of South America: biodiversity status, threats, and outlook*. Washington: CABS and Island Press. pp. 43-59.

Siminski A & Fantini AC. 2010. A mata atlântica cede lugar a outros usos da terra em Santa Catarina, Brasil. *Biotemas*, 23(2): 51-59.

Siminski A & Fantini AC. 2004. Classificação da mata atlântica do litoral catarinense em estádios sucessionais: ajustando a lei ao ecossistema. *Floresta e Ambiente*, 11(2): 20-25.

Siminski A, Fantini AC, Guries RP, Ruschel AR & Reis MS. 2011. Secondary forest succession in the mata atlantica, Brazil: floristic and phytosociological trends. *ISRN Ecology*, 11.

Siminski A, Fantini AC & Reis MS. 2013. Classificação da vegetação secundária em estágios de regeneração da mata atlântica em Santa Catarina. *Ciência Florestal*, 23(3): 369-378.

Sparovek G, Berndes G, Klug ILF & Barreto AGOP. 2010. Brazilian agriculture and environmental legislation: status and future challenges. *Environmental Science & Technology*, 44: 6046-6053.

Tabarelli M & Mantovani W. 1999. A regeneração de uma floresta tropical montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). *Revista Brasileira de Biologia*, 59(2): 239-250.

Varjabedian R. 2010. Lei da mata atlântica: retrocesso ambiental. *Estudos Avançados*, 24(68): 147-160.

Viadana AG. 2002. *A teoria dos refúgios florestais aplicada ao estado de São Paulo*. Rio Claro: Edição do autor. 71 p.

Villaseñor NR, Driscoll DA, Escobar MAH, Gibbons P & Lindenmayer DB. 2014. Urbanization impacts on mammals across urban-forest edges and a predictive model of edge effects. *PLoS ONE*, 9(5): e97036.



CAPÍTULO 2

# **OS POLUENTES AMBIENTAIS E SEUS EFEITOS SOB O PRISMA DA ECOTOXICOLOGIA**

Gladys Daniela Rogge Renner<sup>1</sup>  
Therezinha Maria Novais de Oliveira  
**Universidade da Região de Joinville**

## **INTRODUÇÃO**

A atividade humana nos âmbitos industrial, comercial, residencial, agrícola, pecuário, portuário etc. tem gerado grande produção de resíduos em nosso planeta. Parte significativa dos resíduos acaba sendo descartada na natureza sem nenhum tratamento, o que impacta violentamente nos ecossistemas existentes. Muitos desses resíduos são poluentes tóxicos a uma diversidade de espécies, interferindo gravemente na saúde ambiental de populações e no equilíbrio dos ecossistemas. No entanto, apesar da relação óbvia entre os poluentes e seu impacto na saúde e no meio ambiente, as correlações entre os diversos fatores que podem afetar o meio ambiente começaram a ser estabelecidas muito recentemente, somente no século XIX (Brilhante & Caldas, 1999).

A degradação ambiental resultante da demanda cada vez maior por bens e serviços tem aumentado a cada ano no Brasil e no mundo e apresenta como uma de suas principais consequências a poluição. Definida pela Lei n.º 6.938/81, artigo 3.º, III, poluição é

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: [roggerenner@uol.com.br](mailto:roggerenner@uol.com.br).

a degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; afetem desfavoravelmente a biota; afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos (Santos & Martins, 2002).

Santos *et al.* (2013) definem poluente como uma substância presente em concentrações maiores que a natural, resultado da atividade humana, com um efeito final nocivo no ambiente ou em algo de valor nele. De acordo com os tipos de poluentes e sua forma de ação sobre os recursos naturais envolvidos na poluição, esta pode ser classificada em hídrica, atmosférica, do solo, sonora ou radioativa (Santos & Martins, 2002).

Os efeitos nocivos dos poluentes, decorrentes das interações de substâncias químicas com os organismos, são estudados em uma área da ciência denominada toxicologia. Um dos ramos da toxicologia é a ecotoxicologia, que investiga a influência das substâncias tóxicas sobre o meio ambiente. De forma mais abrangente, Truhaut (1977) descreveu ecotoxicologia como o ramo da toxicologia preocupado com o estudo de efeitos tóxicos causados por poluentes naturais ou sintéticos sobre quaisquer constituintes dos ecossistemas: animais, vegetais ou microrganismos.

A ecotoxicologia gera conhecimento básico e essencial que pode subsidiar a formulação de dispositivos legais, normas, programas e diretrizes para lidar com questões de risco ecotoxicológico, potencial ou real, determinado pelo uso e pelo lançamento de diversas substâncias no meio ambiente (Fericola *et al.*, 2004).

Os testes ecotoxicológicos constituem elemento fundamental da ecotoxicologia e permitem avaliar o efeito da relação entre dose e tempo de exposição sobre organismos em teste, possibilitando estimar o potencial tóxico do agente químico testado. Os testes de toxicidade avaliam o grau de sensibilidade ou resistência de



diferentes espécies de animais e plantas a uma substância tóxica particular, a um efluente ou a uma amostra ambiental suspeita de contaminação (Lourenço, 2006).

Entre os problemas ambientais, a degradação da qualidade das águas levanta graves problemas ecológicos. Torna-se necessário determinar a toxicidade de milhares de substâncias químicas (e dos seus produtos de degradação) utilizadas para fins industriais, agrícolas e domésticos, frequentemente descarregadas nos cursos de água (Andrade, 2004). Os programas de monitoramento da qualidade da água podem ser uma grande ajuda nesse campo, de modo a evitar ou minimizar a ocorrência de tais problemas.

A toxicidade de produtos, compostos ou elementos químicos é detectada em organismos mediante análise das suas respostas à exposição ao possível tóxico, ou seja, analisando determinados biomarcadores. Um biomarcador é uma resposta bioquímica, fisiológica, celular, morfológica ou comportamental ao nível do organismo exposto a concentrações subletais de poluentes (Hellowell, 1986).

Na grande maioria dos modelos de estudo, os contaminantes ambientais são avaliados principalmente por análises químicas, mas as análises de concentração dos compostos fornecem apenas parte de um conhecimento necessário para avaliar e calcular o potencial tóxico de poluentes e as áreas contaminadas para fauna, flora e humanos (Fent, 2004). Na natureza muitas vezes os organismos são expostos simultaneamente a mais de um agente tóxico, no entanto, mesmo havendo ciência sobre os fenômenos de interações químicas, ainda são poucos os estudos realizados que avaliam os efeitos decorrentes da exposição concomitante a duas ou mais substâncias (Tesolin *et al.*, 2014).

O presente capítulo pretende discutir, por meio de uma revisão de literatura, como os principais poluentes ambientais ou ambientes contaminados por um ou mais poluentes podem ser avaliados utilizando a ecotoxicologia, seus ensaios e as possibilidades de usos de diferentes organismos que permitem a verificação de efeitos prejudiciais, os quais podem interferir na sobrevivência, na reprodução e no desenvolvimento embrionário animal, alterando, por conseguinte, o equilíbrio dos ecossistemas.

## PRINCIPAIS POLUENTES AMBIENTAIS E SEUS EFEITOS SOBRE ORGANISMOS

A ação de contaminar as águas, o ar e o solo é compreendida como poluição ambiental. Dos principais poluentes, ressaltaremos aqui alguns metais pesados e substâncias químicas utilizadas nas indústrias química, farmacêutica, alimentícia, agrícola, de máquinas e equipamentos etc.

### Metais pesados

Os metais pesados são usados em diversas etapas de diferentes processos industriais, cujos resíduos acabam sendo liberados na atmosfera, no solo ou nos recursos hídricos, muitas vezes sem tratamento, e impactam fortemente sobre a natureza. Reconhece-se a contaminação do meio ambiente por metais pesados como um grave problema de poluição, sendo capaz de exercer efeitos biológicos consideráveis, mesmo em níveis baixos de concentração, por causa de sua penetração e persistência ambiental (Anandhan *et al.*, 2013).

No estudo de Françoze *et al.* (2014) sobre a presença de metais pesados (chumbo, cobre, cromo, zinco e níquel) e sua toxicidade nos sedimentos do Rio Cachoeira (Joinville – SC), os resultados mostraram a presença dos cinco metais pesados listados no sedimento, em todos os cinco pontos analisados. Os pontos mais próximos da foz do rio e com maiores concentrações de metais apresentaram toxicidade em todo o período de amostragem. No caso específico do chumbo, a contaminação tem sua origem principalmente nas emissões atmosféricas, sendo o ar considerado uma das principais vias de transporte e distribuição desse metal pesado no ambiente (Rivero *et al.*, 2006). Há, portanto, necessidade de monitoramento constante do ar e do solo para atuar no controle de poluição dessa substância.

Os problemas ambientais relacionados à contaminação por metais pesados não são um “privilegio” brasileiro. Martí *et al.* (2013) fizeram um estudo para avaliar a ecotoxicidade de cromo, cádmio e chumbo na atividade microbiana do solo e na estrutura

da comunidade de bactérias em dois tipos de solos mediterrâneos. Também foram avaliados os efeitos sobre germinação e alongamento de plantas (*Lactuca sativa*) e a toxicidade dos estratos de água do solo na inibição do crescimento das populações de algas (*Pseudokirchneriella subcapitata*). A escolha do cromo, cádmio e chumbo para o estudo ocorreu em virtude de sua presença generalizada no ambiente, particularmente nos solos, como resultado de diferentes ações humanas (Roca-Perez *et al.*, 2010). O cromo mostrou o maior nível de toxicidade para os organismos testados, porque esse elemento permanece no solo como forma aniônica e é menos mantido pela matriz sólida do solo do que cádmio e chumbo, por exemplo. O menor efeito adverso observado para cromo variou de aproximadamente 0,1 mg kg<sup>-1</sup> a 10 mg kg<sup>-1</sup>. Para chumbo e cádmio, esses níveis foram de aproximadamente 100 mg kg<sup>-1</sup> (Martí *et al.*, 2013).

Em outro estudo realizado com o chumbo, dessa vez em aves, a toxicidade em embriões e indivíduos jovens de *Gallus domesticus* (galinha) foi bastante expressiva, podendo comprometer o padrão estrutural e funcional das espécies durante o desenvolvimento. Pesquisas têm demonstrado que em embriões de galinha somente uma exposição ao chumbo, dependendo da dose ingerida, pode resultar em malformações de face e membros, hidrocefalia e redução da taxa de eclosão (Rivero *et al.*, 2006).

Além das aves, outros grupos e espécies de animais também sofrem a influência negativa dos metais pesados sobre seu organismo, células e tecidos. Como muitos dos poluentes acabam sendo lançados na água, os peixes costumam ter seu desenvolvimento, entre outros processos fisiológicos, bastante afetado pelos metais pesados. Por exemplo, poluição, metais pesados, pesticidas, reagentes orgânicos e complexos químicos podem interferir no desenvolvimento embrionário do peixe-zebra (*Brachydanio rerio* (Hamilton) ou *Danio rerio*), um organismo teste muito utilizado para estudos genéticos e de desenvolvimento (Anandhan, 2009). No trabalho de Anandhan *et al.* (2013), o alumínio apresentou forte toxicidade no desenvolvimento embrionário do peixe-zebra. Mesmo as menores concentrações de alumínio conseguiram produzir um efeito irrecuperável

durante o período de exposição mais longo aos organismos teste. Os resultados mostraram que o alumínio causou redução do desenvolvimento e das taxas de crescimento dos embriões, anomalias de desenvolvimento (escoliose e ossificação esquelética inibida pelo alumínio), redução da sobrevivência dos peixes, especialmente no início da alimentação exógena (Anandhan *et al.*, 2013).

Witeska *et al.* (2014) avaliaram os efeitos de cádmio e cobre sobre embriões e larvas de um peixe chamado ide (*Leuciscus idus*). Trata-se de um peixe europeu pertencente aos ciprinídeos (maior família de peixes de água doce) cujas populações naturais tendem a diminuir. O ide também serve como bioindicador para avaliar a qualidade da água, embora não se conheça a sensibilidade dos estágios iniciais de desenvolvimento para a intoxicação por metais pesados. No estudo de Witeska *et al.* (2014), alguns peixes dessa espécie foram expostos a cádmio ou cobre (100 µg/L) durante a fase embrionária, larval ou ambos os períodos de desenvolvimento. Observaram-se alterações no tempo de reabsorção do saco vitelino, no início da alimentação ativa, na inflação e no tamanho da bexiga natatória. A qualidade das larvas eclodidas (frequência de malformações e larvas mortas imediatamente após a eclosão) e o tamanho da bexiga natatória foram os mais sensíveis à intoxicação com ambos os metais. Os embriões mostraram-se mais sensíveis às intoxicações ao cobre do que as larvas; no caso do cádmio, em ambos os estágios de desenvolvimento a sensibilidade foi semelhante. Os resultados evidenciaram que a exposição de embriões a cádmio e cobre reduziu significativamente a sobrevivência embrionária, ocorreu maior frequência de malformações corporais e morte em larvas recém-eclodidas e em larvas de incubação tardia (Witeska *et al.*, 2014).

O arsênio é um ametal ubíquo na natureza, conhecido por sua alta toxicidade. Muitos estudos tentaram elucidar o metabolismo do arsênio na célula e seu impacto sobre plantas, animais e a saúde humana. Em água, arsênio inorgânico é mais comum, e seu estado de oxidação (As III e As V) depende das condições físicas e químicas do ambiente. Sales *et al.* (2016) averiguaram

a toxicidade do arsênio em *Daphnia similis* e *Ceriodaphnia silvestrii*, isoladas e associadas com o ferro. Os resultados indicaram diferentes toxicidades de As III e As V para ambas as espécies. O arsenito apresentou maior toxicidade do que sua forma pentavalente, embora tal toxicidade fosse menor de acordo com a literatura. A toxicidade do arsênio para *D. similis* e para *C. silvestrii* aumentou na presença de ferro (Sales *et al.*, 2016). Esses achados deixam clara a necessidade de monitorar e reduzir o arsênio em ambientes aquáticos, sobretudo em locais onde a matriz geológica é composta de minério de ferro. Os parâmetros reprodutivos e de crescimento foram menos afetados que os de sobrevivência, indicando que, semelhantemente a *D. magna*, esses organismos possuem mecanismos de descontaminação. Contudo novos estudos com biomarcadores bioquímicos são indispensáveis para confirmar a hipótese (Sales *et al.*, 2016).

Os metais têm sido testados em diversos organismos, individualmente ou em misturas utilizando testes de toxicidade aguda, subaguda, crônica, teratogênica, de embriotoxicidade, além de ensaios específicos de toxicocinética e toxicodinâmica. Mesmo com vários estudos, ainda há necessidade de pesquisar mais organismos teste e analisá-los em diferentes ambientes. Quanto maior o número de ensaios realizados, com concentrações e misturas diferentes, mais eficientes e reais serão as respostas obtidas.

## Substâncias químicas

Diferentes substâncias químicas também são utilizadas em processos industriais, comerciais, residenciais etc., por ação antrópica, e acabam gerando resíduos contaminados, que são liberados na atmosfera, no solo ou nos recursos hídricos, muitas vezes sem tratamento, cuja presença interfere no equilíbrio dos ecossistemas. Podemos citar como exemplo o triclosan (TCS), um agente antisséptico efetivo contra bactérias gram-negativas e gram-positivas, componente de vários produtos de higiene pessoal, como pasta de dentes. O TCS é descartado juntamente com o efluente doméstico, chega às estações de tratamento de água e está presente

em águas superficiais, causando preocupação na comunidade científica, pois os efeitos adversos do TCS em ecossistemas aquáticos são ainda parcialmente desconhecidos (Oliveira *et al.*, 2009).

Como anteriormente citado neste texto, os peixes são organismos modelo importantes em diversos estudos, inclusive em pesquisas ecotoxicológicas em ambientes aquáticos. O peixe-zebra (*Danio rerio*), também conhecido no Brasil como paulistinha, é uma espécie-chave para estudos embrionários e de desenvolvimento, fisiologia, genética e toxicologia, além de ser um organismo modelo na avaliação de risco ecotoxicológico de químicos. Oliveira *et al.* (2009) realizaram estudo da toxicidade do triclosan (TCS) sobre embriões, larvas e adultos de peixe-zebra (*Danio rerio*). Foram registradas alterações no comportamento e no desenvolvimento embrionário, como atraso significativo na eclosão, alta incidência de edemas pericardíacos e deformações na coluna vertebral. A concentração de TCS letal para 50% dos indivíduos expostos a essa substância química ( $CL_{50-96h}$ ) apresentou resultados semelhantes em larvas e adultos de peixe-zebra (0,42 e 0,34  $mg^{-1}$ , respectivamente) (Oliveira *et al.*, 2009).

A ação humana na agricultura e na indústria, como a produção de fertilizantes e herbicidas, também gera poluentes que impactam fortemente sobre a natureza e os organismos. O clodinafop-propargilo, um herbicida do grupo dos ariloxifenoxipropionatos (conhecidos como “fops”) usado na produção de cereais para controle de gramíneas pós-emergentes anuais, como *Avena*, *Lolium*, *Setaria*, *Phalaris* e *Alopecurus* (Yibing & Yi, 2007), age na enzima acetil coenzima-A-carboxilase, essencial para biossíntese de lipídios (Devine & Shimabukuro, 1994). Foi classificado como “provavelmente carcinogênico para os humanos” pela Agência Americana de Proteção Ambiental (EPA, 2000) e é perigoso para outras espécies de mamíferos (Gui *et al.*, 2011). Os fops também apresentam potencial efeito genotóxico, pois podem se intercalar no DNA *in vitro* em baixas concentrações (Kashanian *et al.*, 2008). Clodinafop-propargilo mostra-se altamente tóxico para as espécies aquáticas, mas os mecanismos de suas atividades biocidas são desconhecidos (Gui *et al.*, 2011). Tem baixa persistência no ambiente: a meia-vida é de 3 a 5 dias, dependendo do tipo

de solo, pH e população microbiana (Roy & Singh, 2006). No entanto, embora comercialmente disponível como derivado éster, no ambiente comporta-se como herbicida ácido, que é altamente móvel no solo e mais persistente, com meia-vida de 33,6 dias (EPA, 2000).

Embriões de peixe-zebra (*Danio rerio*) foram expostos a concentrações entre 0,2 mM e 5 mM de clodinafop-propargilo. A exposição iniciou-se na fase de clivagem tardia (2 h pós-fertilização ou 2 hpf) ou na fase de gastrulação tardia (10 h pós-fertilização ou 10 hpf). A concentração teratogênica mínima foi de 0,6 mM, causando diferentes tipos de malformações morfogenéticas, desde embriões com uma lacuna de aleta na cauda ventral, embriões com cauda enrolada, falha da cauda para se separar, em que os tecidos ventrais não conseguiram crescer e aderiram à gema (Gui *et al.*, 2011). O clodinafop-propargilo diminuiu significativamente a sobrevivência de embriões de peixe-zebra. Ainda que a maioria dos embriões malformados tenha sobrevivido ao estágio juvenil, os responsáveis pela pesquisa comentam que a disfunção na cauda ventral posterior resultaria em uma falta de mobilidade e acabaria por comprometer a sobrevivência do embrião. Os autores sugerem implicações para possíveis danos exercidos pelos herbicidas fops nos estádios iniciais da vida de outros animais (Gui *et al.*, 2011).

Ainda sobre o tema agricultura e o impacto dos resíduos gerados por essa atividade humana ao meio ambiente, vale a pena falar sobre a cana-de-açúcar. O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar empregada na produção de açúcar e etanol, um combustível alternativo ao uso do petróleo, com vantagens ambientais e econômicas (Piacente, 2005). Entre os insumos mais utilizados pela agroindústria canavieira, encontram-se os herbicidas pré e pós-emergentes (80%), utilizados no combate às plantas daninhas. A maior parte dos estudos sobre o comportamento dos herbicidas diz respeito a ecossistemas aquáticos temperados, havendo ainda grandes lacunas no conhecimento de seus efeitos em clima tropical (Tesolin *et al.*, 2014). Muitas formulações largamente empregadas nas culturas comerciais brasileiras recorrem a doses capazes de levar ao declínio das comunidades aquáticas e são mais restritivas do que aquelas

usadas em países de clima temperado, normalmente utilizadas como referência (Moura *et al.*, 2008). Dada a capacidade de transporte dos herbicidas no ambiente aquático, Tesolin *et al.* (2014) relatam que estes representam um risco aos diferentes níveis tróficos, mesmo longe das áreas de cultivo de cana-de-açúcar.

Tesolin *et al.* (2014) também utilizaram peixe-zebra como modelo em um estudo sobre o efeito combinado de uma mistura de herbicidas. Os autores avaliaram o efeito dos herbicidas Gesapax 500® (ametrina 500 g/L) e Velpar K® (diuron 468 g/kg + hexazinone 132 g/kg) sobre embriões e larvas de peixe-zebra (*Danio rerio*). Ao contrário do que se notou nos ensaios individuais, quando em mistura, Gesapax 500 foi mais tóxico, com uma  $CL_{50-96h}$  menor em relação a Velpar K. Ambas as substâncias, bem como sua mistura binária, levaram a severas alterações em embriões e larvas de *D. rerio*. Edemas, atraso no desenvolvimento embrionário, atraso na absorção do saco vitelínico e diminuição da frequência cardíaca foram observados com concentrações muito baixas da mistura (Tesolin *et al.*, 2014). Mesmo que as alterações ocorridas não levem à mortalidade nas concentrações mais baixas, podem comprometer a capacidade de alimentação, fuga à predação e reprodução dos peixes, o que, em longo prazo, coloca em risco a manutenção das comunidades aquáticas (Tesolin *et al.*, 2014).

Outro tipo de produto bastante tóxico ao meio ambiente usado na agricultura são os inseticidas. O tiametoxam é um inseticida neonicotinoide usado em diversas culturas e classificado como perigoso para o meio ambiente. Albinati *et al.* (2016) avaliaram a toxicidade aguda do inseticida, por meio da determinação da  $CL_{50\%}$ , e o risco ecotoxicológico com mensuração da concentração ambiental estimada (CAE) e do quociente de risco (QR) em alevinos de tilápias expostos a 150, 300, 450, 600 e 750 mg/L de Actara® WG por um período total de 96 horas. A  $CL_{50\% 96h}$  de Actara® para alevinos de tilápia foi de 322,08 ppm. O QR variou de baixo a alto, de acordo com a metodologia empregada (Albinati *et al.*, 2016).

A indústria farmacêutica e o uso de medicamentos, embora fundamentais para a sobrevivência humana e de diversas espécies animais, também contribuem negativamente com poluentes que



acabam disponibilizados nos recursos hídricos e impactam no meio ambiente. Heberer *et al.* (1998) citaram que diclofenaco, ibuprofeno e propifenazona são as drogas mais comumente encontradas nos sistemas de água após o ácido clofíbrico. Diclofenaco é um fármaco anti-inflamatório não esteroide aprovado para tratamento de inflamação pela Food and Drug Administration (FDA) – uma agência federal do Departamento de Saúde e Serviços Humanos dos Estados Unidos –, assim como pela Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), e utilizado também no Brasil para a mesma finalidade. A presença desse fármaco tem sido frequentemente relatada em águas efluentes, superficiais e subterrâneas. Diclofenaco e ibuprofeno são anti-inflamatórios não esteroides consumidos em grandes quantidades em países industrializados (Fent *et al.*, 2006), inclusive no Brasil.

A exposição crônica ao diclofenaco pode ter efeitos prejudiciais sobre o metabolismo de microrganismos, incluindo os organismos unicelulares e os peixes. Os anti-inflamatórios não esteroides inibem a atividade da ciclo-oxigenase (COX), uma enzima presente em muitas espécies do reino animal, responsável pela síntese de prostanoídes (subclasse dos eicosanoídes, moléculas envolvidas em processos inflamatórios, entre outros). A absorção e o metabolismo do diclofenaco têm sido estudados em organismos modelo, e tal molécula foi extremamente tóxica para vários deles (Kallio *et al.*, 2010).

A fim de investigar a toxicidade do diclofenaco, o peixe-zebra (*Danio rerio*) também foi o organismo modelo escolhido por De Felice *et al.* (2012). Por meio da combinação de visualização diferencial de mRNA e experimentos quantitativos em tempo real, os autores analisaram as alterações na expressão gênica em embriões de peixe-zebra na presença de diclofenaco e avaliaram os mecanismos envolvidos na ecotoxicidade do diclofenaco em águas poluídas (De Felice *et al.*, 2012). Expuseram-se os embriões a 1,25 mg/l da droga por 48 h, o que permitiu a identificação de 36 genes diferentes, com funções conhecidas e desconhecidas, cuja transcrição é diferencialmente regulada. Os autores divulgaram a identidade e a classificação ontológica desses genes. A toxicidade induzida pelo diclofenaco é causada por estresse oxidativo, ativação

da via intrínseca apoptótica, desregulação da atividade quinase, da gliconeogênese e do metabolismo lipídico, levando a disfunção mitocondrial e distúrbios metabólicos. A grande variedade de classes funcionais de transcritos isoladas nesse experimento reflete o espectro diversificado de influências que operam em exposição ao diclofenaco (De Felice *et al.*, 2012).

A cloroacetamida serve como conservante em produtos cosméticos e farmacêuticos. Testes de toxicidade embriolarval e semiestáticos de cloroacetamida com uma duração máxima de 15 dias permitiram determinar a concentração incipiente de 25 e 20 mg/l (Cl 25, concentração de inibição de 25%) sobre *Parablennius pilicornis*, uma espécie de peixe marinho comum no litoral brasileiro, amplamente distribuído e caracterizado por ser o primeiro, entre os vertebrados, a colonizar substratos artificiais. O fato de os adultos apresentarem adaptação em laboratório, tamanho adequado, alta atividade reprodutiva, postura demersal, além de sua disponibilidade no ambiente ao longo de todo o ano, faz da espécie um excelente modelo para a sua aplicação em testes toxicológicos (Resgalla Jr *et al.*, 1998). Por um período de 6 meses mantiveram-se oito casais de *P. pilicornis* alimentados diariamente com adultos de *Artemia* sp. congelados, renovação parcial de água e observação de posturas. Das 38 posturas obtidas, o número médio de ovos foi de 137,2, em que o tempo de desenvolvimento variou de 8 a 20 dias, dependendo da temperatura média de incubação (25 a 18°C). Os estágios de desenvolvimento do embrião e a larva recém-eclodida foram descritos mediante o acompanhamento de uma desova determinada (Resgalla *et al.*, 1998).

A nanotecnologia, uma área inovadora de crescimento científico e econômico, embora promissora, pode apresentar riscos para a saúde ambiental e humana, havendo a necessidade de abordar questões de segurança de uso antes de sua utilização generalizada (Moore, 2006; Suppan, 2013). As nanopartículas de óxidos metálicos fazem parte dos principais tipos de nanopartículas sintetizadas pelo homem e incluem os óxidos de cobre, zinco, níquel, ferro, dióxido de titânio, entre outros (Fugazza, 2015). Em virtude de suas propriedades únicas e diversas nanoestruturas,

as nanopartículas de óxido de zinco (nano-ZnO) são amplamente aplicadas em optoeletrônica, cosméticos, catalisadores, cerâmica, pigmentos etc. (EPA, 2007; Wang, 2004). Trabalhos anteriores propunham que as nano-ZnO eram biosseguras e biocompatíveis, podendo ser utilizadas em materiais biomédicos (Berube, 2008). No entanto estudos toxicológicos indicaram efeitos adversos das nano-ZnO para a saúde humana e para organismos do ambiente. A biossegurança das nano-ZnO ainda é uma questão controversa (Bai *et al.*, 2010).

Para estudar o impacto biológico de nanomateriais liberados no ambiente aquático, Bai *et al.* (2010) testaram o efeito de nanopartículas de óxido de zinco (nano-ZnO, 30 nm) sobre ovos e embriões larvais de peixe-zebra 96 h após fertilização (hpf), em uma suspensão aquosa (meio E3). As nano-ZnO formaram prontamente agregados de tamanhos diferentes. Pequenos agregados (142,4-517,7 nm) estavam ainda suspensos em meio E3, mas grandes agregados (> 1 µm) foram rapidamente depositados no fundo das placas de 24 poços (Bai *et al.*, 2010). O teste de toxicidade do embrião revelou que a nano-ZnO matou embriões de peixe-zebra (50 e 100 mg/L), retardou a eclosão do embrião (1-25 mg/L), reduziu o comprimento do corpo das larvas e causou malformação da cauda após exposição de 96 hpf. Os autores destacam a importância de aprofundar a investigação da ecotoxicidade das nano-ZnO no meio aquático (Bai *et al.*, 2010).

Outra fonte importante de poluentes gerados por ação antrópica é a indústria têxtil. A exposição a efluente têxtil mostrou-se mais tóxica em fases de desenvolvimento embrionário em *Danio rerio* do que em indivíduos adultos. Andrade (2004) constatou que o efluente têxtil, embora não tenha demonstrado um impacto significativo na sobrevivência de indivíduos adultos de *D. rerio*, provocou alterações comportamentais, especificamente na locomoção e ventilação.

Nas águas costeiras do Golfo Árabe são encontrados desinfetantes tóxicos à base de 3, 4-dicloroanilina (DCA), dodecilsulfato de sódio e sulfato de zinco (Zn) e cloro, que são contaminantes potenciais utilizados amplamente em sistemas de refrigeração industrial na região. Saeed *et al.* (2015) averiguaram

os efeitos dessas três moléculas sobre embriões de uma outra espécie de peixe da região, o Arabian killifish (*Aphanius dispar*). O dodecilsulfato de sódio iônico surfactante causou mortalidade nos estádios iniciais e tardios do desenvolvimento embrionário dos peixes, coagulação, deformidade severa e hemólise. Concentrações de Zn superiores a 15 mg/L nos embriões geraram edema abdominal e inibição do crescimento, evidente sobretudo na cauda. O cloro causou mortalidade em uma concentração menor, de 0,08 mg/L. Embriões de *A. dispar* são transparentes, fáceis de manter em laboratório e mais sensíveis que os de outras espécies de peixes recomendadas para testes embrionários, reforçando a característica da espécie como organismo indicador naquela região (Saeed *et al.*, 2015).

Ainda que sua toxicidade em organismos marinhos seja pouco conhecida, compostos de trifenilestanho (TPTs) servem como biocidas para diferentes fins industriais e agrícolas e foram detectados em ambientes marinhos costeiros em todo o mundo, especialmente nos países asiáticos (Yi *et al.*, 2014). Yi *et al.* (2014) indicaram que cloro-trifenilestanho (TPTCl) é altamente tóxico para o copépodo *Tigriopus japonicus* adulto, com uma concentração de  $C_{L50-96\ h}$  6,3 µg/L. A exposição do copépodo a 1,0 µg/L de TPTCl em testes crônicos provocou atraso no desenvolvimento e uma redução significativa no crescimento da população. Segundo os autores, uma concentração de efeito estimado em 1,6 µg/L TPTCl ou acima poderia levar à extinção da população.

Na concentração de compostos de trifenilestanho de 0,1 µg/L TPTCl ou superior, a sexagem da segunda geração do copépodo *T. japonicus* foi significativamente alterada para uma população predominante de machos. Em nível molecular, a inibição da transcrição e expressão de genes relacionados à glutathione S-transferase pode levar à disfunção da desintoxicação e à inibição da expressão do mRNA do receptor retinoide X, implicando uma interrupção do processo de crescimento e muda em *T. japonicus* (Yi *et al.*, 2014). Como único gene *up* regulado observado no referido estudo, a expressão da proteína de choque térmico 70 (hsp70) foi aumentada de uma forma dependente da concentração, indicando sua função na proteção do copépodo ao estresse oxidativo TPT-mediado. Essa pesquisa fornece alguns dados iniciais

sobre seus mecanismos tóxicos em pequenos crustáceos como os copépodos. A interação entre esses dois efeitos (atraso no tempo de desenvolvimento e aumento de machos) afeta a taxa de crescimento populacional (Yi *et al.*, 2014).

Chandler & Volz (2004) apresentaram a microscopia confocal de varredura a *laser* (CLSM) como uma ferramenta poderosa, mas em grande parte inexplorada na ecotoxicologia, para avaliar de forma rápida os efeitos *in vivo* das moléculas tóxicas sobre a qualidade do embrião dos invertebrados marinhos e sobre o desenvolvimento. Os autores estudaram embriões de invertebrados marinhos (copépodos harpacticoides) produzidos por pais que foram mantidos da eclosão à fase adulta em meio contendo hidrocarboneto policíclico aromático criseno (Chandler & Volz, 2004). O método baseou-se na marcação fluorogênica do vitelo do embrião e na análise estatística subsequente de intensidades de *pixels* de ar em múltiplas séries Z usando um modelo linear geral (GLM) de análise de variância. O método de marcação de vitelo por fluorescência conseguiu detectar diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de vitelo em ovos de embriões de copépodes marinhos (*Amphiascus tenuiremis*) de fêmeas expostas à luz ultravioleta e sedimentos contaminados com criseno (Chandler & Volz, 2004). As intensidades de vitelo em embriões de fêmeas cultivadas ao longo de seu ciclo de vida em sedimentos limpos foram estatisticamente idênticas, com ou sem exposição UV. Em contraste, as intensidades de vitelo em embriões de fêmeas cultivadas ao longo de seu ciclo de vida em sedimentos contaminados com criseno foram significativamente maiores no tratamento não exposto a UV com criseno 2.500 ng/g de sedimento (65,7% maior) e no tratamento exposto a UV com criseno 500 ng/g de sedimento (76,6% maior) (Chandler & Volz, 2004).

O estudo da embriologia de um organismo invertebrado como *Biomphalaria glabrata* (Mollusca, Gastropoda, Planorbidae) torna-se importante em razão de se poder comparar o embrião normal com o malformado, já que se trata de um organismo muito utilizado em experimentos com diferentes substâncias químicas ou de origem vegetal, para o seu controle na natureza (Kawano, 1995). Além de

*B. glabrata*, a espécie *Daphnia magna* tem sido empregada em estudos relacionados ao efeito de poluentes sobre o desenvolvimento embrionário. Abe *et al.* (2001) investigaram os efeitos adversos da anilina e seus derivados sobre o desenvolvimento embrionário de *D. magna*. Eles relataram a ocorrência de mortes prematuras e alteração no número de embriões incubados. Palma e Barbosa (2011) avaliaram os efeitos da atrazina no desenvolvimento embrionário de *D. magna* e observaram que todas as concentrações induziram a anomalias embrionárias superiores a 78%, com efeitos sobre a gastrulação e a organogênese desse organismo. Mittmann *et al.* (2014) ressaltaram a habilidade de *D. magna* de alterar o fenótipo em resposta a agentes estressores ambientais e sua posição recente como organismo modelo de crustáceo em pesquisas de evolução e desenvolvimento.

Fugazza (2015) examinou a toxicidade da nanopartícula de óxido de cromo III (NP Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>) em água marinha reconstituída (AMR) por meio de ensaios toxicológicos agudos e crônicos com o microcrustáceo marinho *Mysidopsis juniae*, também um organismo modelo empregado em testes de toxicidade. No estudo foram feitas a caracterização das NP Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> por diferentes técnicas físico-químicas, em diferentes meios, e avaliação toxicológica mediante testes de toxicidade das NP Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub>, de exposição aguda com definição da CL<sub>50(96h)</sub> e crônica e transgeracional avaliando natalidade, mortalidade e biometria durante o período de 63 dias. A avaliação da toxicidade aguda da NP Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> mostrou que, a partir de 25 mg.L<sup>-1</sup>, a mortalidade sempre ocorre. Abaixo de 5 mg.L<sup>-1</sup> não houve mortalidade em exposição aguda; já a concentração em que sempre ocorre mortalidade total dos organismos é de 125 mg.L<sup>-1</sup>. A CL<sub>50(96h)</sub> para NP Cr<sub>2</sub>O<sub>3</sub> encontrada foi de 58,8 ± 7,8 mg.L<sup>-1</sup> (Fugazza, 2015).

Magris *et al.* (2006) propuseram-se a investigar preliminarmente as características ecotoxicológicas do esgoto bruto e do esgoto tratado da Estação de Tratamento de Esgoto da Universidade Federal do Espírito Santo (ETE-Ufes) mediante bioensaios com embriões da ostra *Crassostrea rhizophorae* e constatar a eficiência da estação em termos de redução do efeito tóxico do sistema sobre o desenvolvimento embrionário da ostra.

Animais adultos coletados em áreas não poluídas foram utilizados para obtenção dos embriões, os quais foram expostos a diferentes concentrações de amostra, composta de esgoto bruto e tratado, durante um período de 24 horas. Após esse período, contou-se o número de embriões, larvas normais e anormais. Com base nos dados obtidos se determinou a  $CE_{50}$  (concentração de efeito) pelo método Trimmed Spearman-Kärber (Magris *et al.*, 2006). Houve ocorrência de diversos tipos de anormalidades, como má-formação da concha ou desenvolvimento retardado dentro do tempo esperado. A  $CE_{50}$  obtida para o esgoto bruto foi de 13,02%, e para o esgoto tratado, de 25,73%. Os valores encontrados indicaram que há severo efeito nocivo dos esgotos brutos e tratados sobre o desenvolvimento embriolarval da ostra *C. rhizophorae* (Magris *et al.*, 2006). A ETE-Ufes demonstrou baixa eficiência na remoção da toxicidade, indicando que prováveis toxinas persistem ao tratamento, sendo responsáveis pela toxicidade remanescente. Os testes de toxicidade com embriões de ostra revelaram ser apropriados para avaliação da eficiência de estações de tratamento de esgoto, em virtude de tais embriões responderem à ação nociva como um todo e terem se apresentado altamente sensíveis (Magris *et al.*, 2006).

Simm (2009), em teste de embriotoxicidade com o mexilhão *Perna perna*, evidenciou a problemática da poluição na região de Joinville (SC), especialmente no Rio Cachoeira, demonstrando que é preciso atenção dos órgãos ambientais para uma maior fiscalização no que tange a despejos industriais e domésticos. De acordo com Simm (2009), o teste de sobrevivência ainda não foi tão difundido, mas provou ser uma ferramenta importante no auxílio de monitoramentos ambientais. Com o trabalho de Simm (2009), abriu-se um leque de oportunidades de novas pesquisas, sobretudo tratando de todos os níveis da cadeia trófica, estudos físico-químicos, sobre pesticidas, metais pesados e demais informações pertinentes que poderão auxiliar num diagnóstico ambiental completo de regiões.

## REFERÊNCIAS

Abe T, Saito H, Niikura Y, Shigeoka T & Nakano Y. 2001. Embryonic development assay with *Daphnia magna*: application to toxicity of aniline derivatives. *Chemosphere*, 45(4-5): 487-495.

Albinati ACL, Albinati RCB, Lira AD & Soares PC. 2016. Toxicidade aguda e risco ecotoxicológico do inseticida tiametoxam para alevinos de tilápia-do-nylo. *Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia*, 68(5): 1343-1350.

Anandhan R. 2009. Studies on the effect of aluminium on embryonic development, histological and biochemical constituents in selected tissues of the freshwater Zebrafish *Brachydanio rerio* (Ham.). Tese (Doutorado), Department of Zoology, Annamalai University.

Anandhan R, Hemalatha S, Kavitha V & Bhuyan G. 2013. Effect of aluminium on development of Zebrafish, *Brachydanio rerio* (Ham.). *International Journal of Pharmacy and Life Sciences*, 4(4): 2541-2547.

Andrade RMSL. 2004. Efeitos da exposição de peixe zebra, *Danio rerio*, a um efluente têxtil. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada), Universidade do Porto.

Bai W, Zhang Z, Tian W, He X, Ma Y, Zhao Y & Chai Z. 2010. Toxicity of zinc oxide nanoparticles to zebrafish embryo: a physicochemical study of toxicity mechanism. *Journal of Nanoparticle Research*, 12: 1645-1654.

Berube DM. 2008. Rhetorical gamesmanship in the nano debates over sunscreens and nanoparticles. *Journal of Nanoparticle Research*, 10: 23-37.

Brilhante OM & Caldas LQA (Coords.). 1999. Gestão e avaliação de risco em saúde ambiental. Rio de Janeiro: Fiocruz. 155 p.

Chandler GT & Volz DC. 2004. Semiquantitative confocal laser scanning microscopy applied to marine invertebrate ecotoxicology. *Marine Biotechnology*, 6: 128-137.



De Felice B, Copia L & Guida M. 2012. Gene expression profiling in zebrafish embryos exposed to diclofenac, an environmental toxicant. *Molecular Biology Reports*, 39: 2119-2128.

Devine MD & Shimabukuro RH. 1994. Resistance to acetyl coenzyme A carboxylase inhibiting herbicides. *In*: Powles SB, Holtum JAM (Eds.). *Herbicide resistance in plants: biology and biochemistry*. Boca Raton: CRC. pp. 141-169.

EPA – Environmental Protection Agency. 2004. List of chemicals evaluated for carcinogenic potential. Washington, DC: Office of Pesticide Programs.

EPA – Environmental Protection Agency. 2007. Nanotechnology white paper. Washington, DC. 137 p.

EPA – Environmental Protection Agency. 2000. Pesticide fact sheet EPA chemical code 125203: Clodinafop-propargyl. Washington, DC: Office of Prevention, Pesticides and Toxic Substances.

Fent K. 2004. Ecotoxicological effects at contaminated sites. *Toxicology*, 205: 223-240.

Fent K, Weston AA & Caminada D. 2006. Ecotoxicology of human pharmaceuticals. *Aquatic Toxicology*, 76: 122-159.

Fernicola NAGG, Bohrer-Morel MBC & Bairy ACD. 2004. *Ecotoxicologia*. *In*: Azevedo FA, Chasin AAM (Orgs.). *As bases toxicológicas da ecotoxicologia*. São Carlos: Rima. pp. 221-243.

Françoza MO, Oliveira TMN & Ressel K. 2014. Análise da presença de metais pesados e sua toxicidade nos sedimentos do Rio Cachoeira – Joinville/SC. IX Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental. Porto Alegre, RS. Disponível em: [www.abes-rs.org.br/qualidade2014](http://www.abes-rs.org.br/qualidade2014).

Fugazza J. 2015. Estudo da toxicidade aguda e crônica de nanopartículas de óxido de cromo III sobre o microcrustáceo marinho *Mysidopsis juniae* (Silva, 1979). Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente), Universidade da Região de Joinville.

Gui W, Dong Q, Zhou Z, Wang X, Liu S & Zhu G. 2011. Waterborne exposure to clodinafop-propargyl disrupts the posterior and ventral

development of zebrafish embryos. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 30(7): 1576-1581.

Heberer T, Schmidt-Baumler K & Stan HJ. 1998. Occurrence and distribution of organic contaminants in the aquatic system in Berlin. Part I: drug residues and other polar contaminants in Berlin surface and ground water. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*, 26(5): 272-278.

Hellawell JM. 1986. Biological indicators of freshwater pollution and environmental management. Londres / Nova York: Elsevier.

Kallio JM, Lahti M, Oikari A & Kronberg L. 2010. Metabolites of the aquatic pollutant diclofenac in fish bile. *Environmental Science & Technology*, 44: 7213-7219.

Kashanian S, Askari S, Ahmadi F, Omidfar K, Sirous G & Tarighat FA. 2008. *In vitro* study of DNA interaction with clodinafop-propargyl herbicide. *DNA and Cell Biology*, 27: 581-586.

Kawano T. 1995. Embriologia. *In*: Barbosa FS (Org.). Tópicos em malacologia médica. Rio de Janeiro: Fiocruz. 314 p.

Lourenço SO. 2006. Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações. São Carlos: Rima.

Magris RA, Passamani F, Inda FPB & Loureiro Fernandes L. 2006. Utilização de testes de toxicidade com embriões da ostra *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828) para avaliação da eficiência de uma estação de tratamento de esgotos de Vitória (ES). *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 1(1): 49-52.

Martí E, Sierra J, Cáliz J, Montserrat G, Vila X, Garau MA & Cruañas R. 2013. Ecotoxicity of Cr, Cd, and Pb on two Mediterranean soils. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 64: 377-387.

Mittmann B, Ungerer P, Klann M, Stollewerk A & Wolf C. 2014. Development and staging of the water flea *Daphnia magna* (Straus, 1820; Cladocera, Daphniidae) based on morphological landmarks. *EvoDevo*, 5:12.

Moore MN. 2006. Do nanoparticles present ecotoxicological risks for the health of the aquatic environment? *Environment International*, 32(8): 967-976.

Moura MAM, Franco DAS & Matallo MB. 2008. Impacto de herbicidas sobre os recursos hídricos. *Tecnologia & Inovação Agropecuária*, 1(1): 142-151.

Oliveira R, Domingues I, Grisolia CK & Soares AMVM. 2009. Produtos de higiene pessoal: perigo à espreita para o ambiente? *Captar: Ciência e Ambiente para Todos*, 1(2): 193-204.

Palma P & Barbosa IR. 2011. Embryo-toxic effects of atrazine environmental concentrations on the crustacean *Daphnia magna*. *Global Journal of Environmental Science and Technology*, 1: 12.

Piacente FJ. 2005. Agroindústria canavieira e o sistema de gestão ambiental: o caso das usinas localizadas nas bacias hidrográficas dos rios Piracicaba, Capivari e Jundiá. Campinas: Unicamp. Disponível em: <http://libdigi.unicamp.br/document/?code=vtls000386200>. Acesso em maio/2017.

Resgalla Jr C, Morelli F, Rodrigues-Ribeiro M & Brandelli A. 1998. Reprodução, desenvolvimento embrio-larval e testes preliminares de toxicidade de *Parablennius pilicornis* (Cuvier, 1829) (Pisces: Blenniidae). *Notas Técnicas da Facimar*, 2: 41-49.

Rivero LBD, Schatz JC, Carvalho MSL, de Carvalho MC & Muller YMR. 2006. Ação do acetato de chumbo sobre o padrão de desenvolvimento de embriões de *Gallus domesticus*. *Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology*, 1(1): 83-87.

Roca-Perez L, Gil C, Cervera ML, González A, Ramos-Miras J, Pons V, Bech J, Boluda R. 2010. Selenium and heavy metals content in some Mediterranean soils. *Journal of Geochemical Exploration*, 107: 110-116.

Roy S & Singh SB. 2006. Effect of soil type, soil pH, and microbial activity on persistence of clodinafop herbicide. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 77: 260-266.

Saeed S, Al-Naema N, Butler JD & Febbo EJ. 2015. Arabian killifish (*Aphanius dispar*) embryos: a model organism for the risk assessment of the Arabian gulf coastal waters. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 34: 2898-2905.

Sales SCM, Rietzler AC & Ribeiro MM. 2016. Arsenic toxicity to cladocerans isolated and associated with iron: implications for aquatic environments. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 88(1 Suppl.): 539-548.

Santos ASR & Martins RF. 2002. Poluição: considerações ambientais e jurídicas. *Revista IMES*, (5): 97-102.

Santos JS, Souza FM & Santos MLP. 2013. Distribuição de Zn, Ni, Cu, Me e Fe nas frações do sedimento superficial do Rio Cachoeira na região sul da Bahia, Brasil. *Química Nova*, 36(2): 230-236.

Simm M. 2009. Avaliação da qualidade da água em amostras provenientes da Baía da Babitonga – SC, através de ensaios de embriotoxicidade e de exposição prolongada ao ar, utilizando mexilhão da espécie *Perna perna* (Linnaeus, 1758) na fase larval e adulta. Dissertação (Mestrado em Saúde e Meio Ambiente), Universidade da Região de Joinville.

Suppan S. 2013. Nanomaterials in soil. Our future food chain? Institute for Agricultural and Trade Policy. Disponível em: <http://www.iatp.org/documents/nanomaterials-in-soil-our-future-food-chain>. Acesso em maio/2017.

Tesolin GAS, Marson MM, Jonsson CM, Nogueira AJA, Franco DAS, Almeida SDB, Matallo MB & Moura MAM. 2014. Avaliação da toxicidade de herbicidas usados em cana-de-açúcar para o paulistinha (*Danio rerio*). *O Mundo da Saúde*, 38(1): 86-97.

Truhaut R. 1977. Ecotoxicology: objectives, principles and perspectives. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 1: 151-173.

Wang ZL. 2004. Zinc oxide nanostructures: growth, properties and applications. *Journal of Physics: Condensed Matter*, 16: 829-858.

Witeska M, Sarnowski P, Lugowska K & Kowal E. 2014. The effects of cadmium and copper on embryonic and larval development of ide *Leuciscus idus* L. *Fish Physiology and Biochemistry*, 40: 151-163.

Yi AX, Han J, Lee JS & Leung KMY. 2014. Ecotoxicity of triphenyltin on the marine copepod *Tigriopus japonicus* at various biological organisations: from molecular to population-level effects. *Ecotoxicology*, 23: 1314-1325.

Yibing Z & Yi Z. 2007. Recent development of world agrochemicals. Beijing: Chemical Industry, China.

# **ESTUDOS DE CASO DE BIOMONITORAMENTO**

A decorative graphic consisting of several overlapping, wavy bands in various shades of green and yellow, positioned horizontally across the middle of the page.

# CAPÍTULO 3



# **A DIVERSIDADE DE GALHAS PODE PREDIZER O ESTADO DE CONSERVAÇÃO DE REMANESCENTES FLORESTAIS DA MATA ATLÂNTICA?**

Ígor Abba Arriola  
**Universidade Federal de Minas Gerais**  
João Carlos Ferreira de Melo Júnior<sup>1</sup>  
**Universidade da Região de Joinville**

## **INTRODUÇÃO**

A mata atlântica é uma proeminente floresta tropical úmida, mundialmente reconhecida pela sua elevada biodiversidade e alta taxa de endemismo (Giulietti *et al.*, 2005; Ribeiro *et al.*, 2011). Assim como outras importantes florestas no mundo, está atualmente representada por pequenos fragmentos com pouca ou nenhuma conectividade entre si (Gascon *et al.*, 2000). A maior parte desses fragmentos é constituída por florestas secundárias em diferentes estádios sucessionais (MMA, 2010), hoje consideradas áreas prioritárias para as ações de conservação, principalmente nas grandes cidades (Morellato & Haddad, 2000; De Walt *et al.*, 2003). A fragmentação florestal expõe as comunidades bióticas a alterações estruturais e de composição como resultado dos efeitos de borda (Tabarelli *et al.*, 2008). Outros impactos, como a ruptura da conectividade biológica, a dessecação do hábitat, o colapso da biomassa, a invasão de espécies exóticas e a proliferação de plantas generalistas de estádios sucessionais iniciais, indicam que os efeitos de borda podem ser catalisadores de degradação ecossistêmica e

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: joao.melo@univille.br.



perda da biodiversidade (Bierregaard Júnior *et al.*, 1992; Wirth *et al.*, 2008; Laurance *et al.*, 2011). Efeitos da fragmentação sobre as comunidades vegetais (Ewers & Banks-Leite, 2013; Magnago *et al.*, 2015) e os animais vertebrados (Morán-López *et al.*, 2015; Olsoy *et al.*, 2016) têm sido bem documentados na literatura, porém a relação entre fragmentação florestal e seus impactos sobre outros organismos, tais como os insetos galhadores, ainda necessita de estudos (Toma *et al.*, 2014).

A relação entre os padrões de distribuição, a diversidade de organismos indutores de galhas e a estrutura da paisagem vem sendo gradativamente demonstrada ao longo dos últimos anos, fato que, associado às suas características sésseis, abundantes, e à permanência das galhas sobre a planta hospedeira após o abandono do seu indutor, faz delas uma ótima opção como ferramenta de biomonitoramento (Fernandes *et al.*, 1995; Moreira *et al.*, 2007; Silva *et al.*, 2011; Portugal-Santana & Isaias, 2014; Toma *et al.*, 2014). Estudos recentes têm demonstrado os efeitos da fragmentação de florestas e bordas florestais sobre a diversidade de insetos galhadores, principalmente quanto aos efeitos da urbanização e perturbação antrópica, bem como da sucessão ecológica de ambientes em restauração sobre a dinâmica das comunidades desses insetos (Julião *et al.*, 2005; Moreira *et al.*, 2007; Carvalho-Fernandes *et al.*, 2012; Araújo *et al.*, 2014; Toma *et al.*, 2014).

Os insetos, maior e mais especializado grupo de indutores de galhas (Shorthouse *et al.*, 2005), são capazes de induzir alterações em órgãos e tecidos vegetais, alocando suas larvas dentro de estruturas que fornecem abrigo, alimento e proteção contra inimigos naturais e condições ambientais adversas ao seu desenvolvimento (Mani, 1964; Stone & Schonrogge, 2003). Estima-se que existam no mundo cerca de 133.000 espécies de insetos galhadores predominantemente especialistas (Espírito-Santo & Fernandes, 2007), que podem ser distinguidos pela morfologia da galha que geram sobre suas plantas hospedeiras (Carneiro *et al.*, 2009). A interação entre uma planta hospedeira e o indutor

galhador geralmente termina num morfotipo de galha com forma, tamanho, cor e indumento peculiares (Isaias *et al.*, 2013) que reflete o fenótipo da espécie indutora (Stone & Schonrogge, 2003). Dessa forma, cada morfotipo de galha é exclusivo de uma espécie vegetal e representa uma espécie de galhador (Gonçalves-Alvim & Fernandes, 2001).

Assim, o presente estudo pretende avaliar a relação da fragmentação de hábitat sobre a diversidade de agentes galhadores em fragmentos florestais urbanos de mata atlântica. Tem-se como hipótese que a maior diversidade de galhas está condicionada ao maior grau de conservação dos remanescentes florestais.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Caracterização dos fragmentos florestais

O trabalho foi realizado em três fragmentos de mata atlântica (floresta ombrófila densa) inseridos na área urbana do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil. A região possui clima Cfa de Köppen (clima subtropical, com verão quente e sem estação seca definida). A pluviosidade média anual é de 2.255 mm, sendo julho o mês mais seco, com 26,8 mm de precipitação, e novembro o mês mais chuvoso, com 974,3 mm. A temperatura média anual é de 22,39°C, e a umidade relativa média anual, de 81,57% (Barbosa & Cruz, 2009). O relevo caracteriza-se por uma planície aluvial com a presença de morros (Knie, 2002).

Os fragmentos foram selecionados visualmente quanto a tamanho, altitude e fisionomia aparente da vegetação por meio de imagens de satélite, sendo nomeados como: capoeira (CP) – 26° 19'35,93" S e 48° 48'39,43" W (bairro Jarivatuba); fragmento florestal pequeno (FP) – 26° 15'20,02" S e 48° 51'21,02" W (Zona Industrial Norte); fragmento florestal grande (FG) – 26° 22'38,16" S e 48° 48'9,75" W (bairro Itinga) (figura 1).

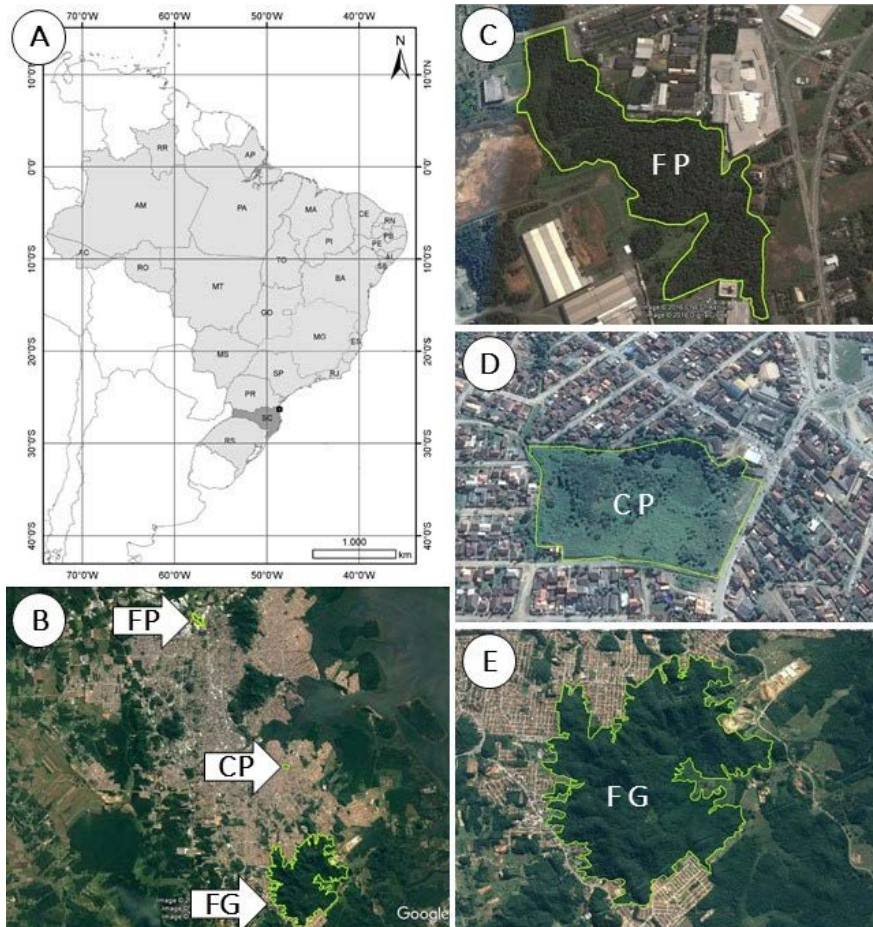


Figura 1. Vista aérea e localização geográfica dos fragmentos florestais urbanos estudados no município de Joinville, Santa Catarina, Brasil. A: Localização do município de Joinville (círculo preto). B: Extensão e distribuição espacial dos fragmentos na área urbana (contorno verde-claro). C-E: Vista geral dos fragmentos. C: Fragmento florestal pequeno (FP). D: Capoeira (CP). E: Fragmento florestal grande (FG).

O fragmento CP possui área de 5 ha, está situado na porção sul do município e caracteriza-se como um terreno abandonado em regeneração natural com vegetação tipicamente pioneira e heliófita. Está integralmente inserido na matriz urbana do município e cercado por ruas e construções. O fragmento FP, com

uma área de 13 ha, está localizado na porção norte próximo à zona industrial da cidade. É cortado por diversas trilhas e está cercado por indústrias e outras ocupações. O fragmento FG tem área de 980 ha, está situado no limite sul do município e faz divisa com áreas densamente urbanizadas e remanescentes de manguezal em conexão com a Baía da Babitonga. No interior desse fragmento encontram-se alguns empreendimentos, chácaras, plantações comerciais de coníferas exóticas e pastagens.

Para fins de determinação do estágio sucessional de cada fragmento, realizou-se a caracterização fitossociológica por meio do método de parcelas (Felfili *et al.*, 2011). Parcelas de 10 x 10 foram distribuídas aleatoriamente nos fragmentos (Moro & Martins, 2011), e adotaram-se como critério de inclusão da vegetação as plantas lenhosas de hábito arbustivo e arbóreo com circunferência à altura do peito (1,3 m do solo)  $\geq 5$  cm. Utilizaram-se os seguintes parâmetros fitossociológicos: frequência absoluta (FA), frequência relativa (FR), densidade relativa (DR), densidade absoluta (DA), dominância absoluta (DoA), dominância relativa (DoR) e valor de importância (VI) (Matteucci & Colma, 1982). Com base no estabelecido pela Resolução n.º 4 (Conama, 1994), que define as condições da vegetação em estágio inicial, médio e avançado de regeneração da mata atlântica no estado de Santa Catarina, determinou-se o estágio sucessional de cada fragmento. Para tanto, consideraram-se os critérios de altura média, diâmetro médio à altura do peito e área basal do componente arbustivo-arbóreo. Altura e diâmetro foram fracionados em classes para melhor compreensão da estratificação dos fragmentos.

### Registro de galhas

O registro de galhas nos fragmentos florestais urbanos foi feito em dois períodos – primavera/verão (PV) e outono/inverno (OI) –, com esforço amostral de 30 horas por fragmento/período, totalizando 180 horas de amostragem. A busca ativa por galhas foi aleatória e qualitativa, focada nas plantas do componente arbustivo-arbóreo dos fragmentos pelo método *wide patrolling* (Filgueiras *et al.*, 1994), para validar a comparação entre a

estrutura da vegetação e a riqueza de galhas presentes nas espécies vegetais do componente arbustivo-arbóreo. Ramos das plantas com galhas foram coletados e fotografados em laboratório com o auxílio de câmera digital. Caracterizaram-se as galhas conforme a padronização de nomenclatura proposta por Isaias *et al.* (2013). A determinação taxonômica dos galhadores aconteceu mediante consulta à literatura especializada (Gagné & Jaschhof, 2014), revisão bibliográfica e observações do material coletado sob microscópio estereoscópico. Todo o material botânico coletado foi processado de acordo com as técnicas usuais de coleta, preparação e herborização descritas pelo IBGE (2012). A classificação das espécies seguiu o sistema APG IV (2016), e a validade dos nomes das espécies e dos respectivos autores foi verificada na *Lista de espécies da flora do Brasil* (JBRJ, 2016).

### Análise estatística

Calcularam-se, para fins comparativos da diversidade de plantas e de galhas entre os fragmentos, os índices de diversidade de Shanonn ( $H'$ ) e de similaridade de Jaccard (Magurran, 2013) com o uso do *software* Past (Hammer *et al.*, 2001). Por meio de regressão linear em ambiente R (Borcard *et al.*, 2011), foram testadas as correlações entre os estádios sucessionais e a abundância de interações inseto-plantas, a abundância de plantas e os critérios de classificação dos estádios sucessionais, a abundância de plantas e plantas hospedeiras e a sazonalidade e as interações inseto-plantas.

## RESULTADOS

### Estrutura do componente arbustivo-arbóreo e estágio sucessional dos fragmentos

Foram amostradas 67 espécies vegetais, pertencentes a 55 gêneros e 29 famílias botânicas. As famílias que tiveram

maior riqueza de espécies foram Fabaceae (11), Myrtaceae (10), Arecaceae (5), Piperaceae e Rubiaceae (4). O fragmento CP contou com 11 espécies vegetais de seis famílias, que ocorreram de forma exclusiva. O fragmento FP teve 41 espécies registradas em 16 famílias, das quais 20 espécies foram exclusivas. O fragmento FG teve 36 espécies organizadas em 19 famílias, sendo 15 espécies exclusivas. As demais espécies vegetais (21) foram compartilhadas entre os fragmentos FP e FG (figura 2).

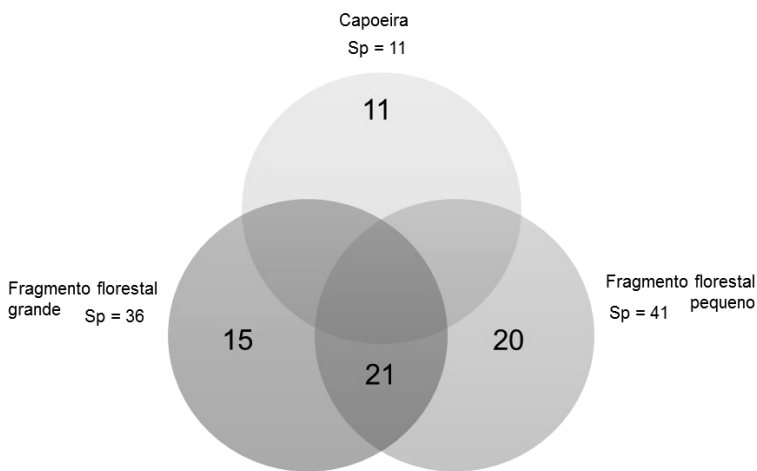


Figura 2. Diagrama de Venn produzido com base no número de espécies exclusivas e compartilhadas entre os três fragmentos florestais urbanos estudados no município de Joinville, Santa Catarina, Brasil. Legenda: Sp = número total de espécies ocorrentes no fragmento.

Uma maior diversidade ocorreu em FP e FG, com índice de Shannon de 3,714 e 3,584, respectivamente, enquanto o fragmento CP foi o menos diverso, com  $H' = 2,398$ . A similaridade entre os fragmentos estudados é mostrada no dendrograma de similaridade de Jaccard (figura 3). Maior similaridade ocorreu entre os fragmentos FP e FG, com índice de 0,16, em função do maior compartilhamento de espécies vegetais. Ambos se mostraram distintos em relação à CP.

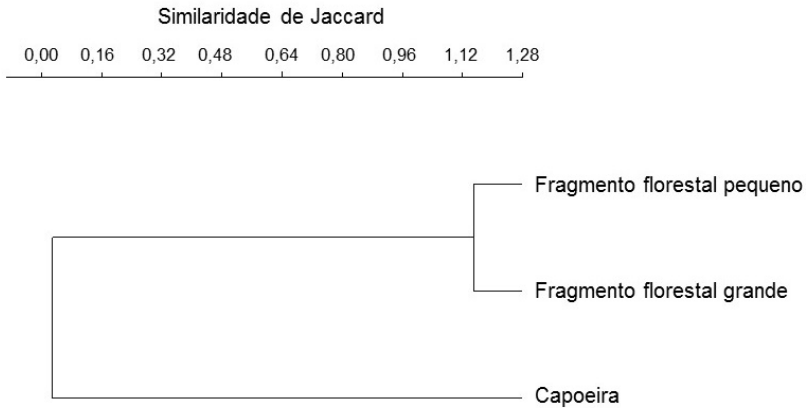


Figura 3. Dendrograma de similaridade florística entre os fragmentos florestais urbanos estudados do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil.

As cinco espécies de maior valor de importância (VI) na composição da estrutura arbustivo-arbórea de cada fragmento estudado foram: *Sesbania virgata* (Fabaceae) (53,04), *Mimosa bimucronata* (Fabaceae) (50,29), *Ricinus communis* (Euphorbiaceae) (37,4), *Solanum pseudoquina* (Solanaceae) (34,77) e *Psidium guajava* (Myrtaceae) (28,07) em CP, somando 67,85% do VI dessa área (tabela 1); *Hieronyma alchorneoides* (Euphorbiaceae) (25,57), *Miconia cinnamomifolia* (Melastomataceae) (22,03), *Psychotria nuda* (Rubiaceae) (18,55), *Bathysa australis* (Rubiaceae) (18,48) e *Alchornea triplinervia* (Euphorbiaceae) (18,06), que somam 34,22% do VI em FP (tabela 1); e *Ficus gomelleira* (Moraceae) (33,04), *Psychotria nuda* (Rubiaceae) (24,54), *Euterpe edulis* (Arecaceae) (19,49), *Alchornea triplinervia* (Euphorbiaceae) (19,49) e *Schizolobium parahyba* (Fabaceae) (17,86), que somam 38,14% do VI em FG (tabela 1).

Tabela 1. Espécies amostradas nos fragmentos florestais urbanos do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil, em ordem decrescente de VI. Legenda: frequência absoluta (FA – %), frequência relativa (FR – %), densidade absoluta (DA – ind.ha<sup>-1</sup>), densidade relativa (DR – %), dominância absoluta (DoA m<sup>2</sup> ha<sup>-1</sup>), dominância relativa (DoR) e índice de valor de importância (IVI).

Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
<b>Capoeira (CP)</b>								
Fabaceae	<i>Sesbania virgata</i> (Cav.) Pers.	40	12,50	36000	28,57	12,54	11,97	53,04
Fabaceae	<i>Mimosa bimucronata</i> (DC.) Kuntze	20	6,25	12000	9,52	36,18	34,52	50,29
Euphorbiaceae	<i>Ricinus communis</i> L.	40	12,50	4000	3,17	22,77	21,72	37,40
Solanaceae	<i>Solanum pseudoquina</i> A.St.-Hil.	40	12,50	10000	7,94	15,02	14,33	34,77
Myrtaceae	<i>Psidium guajava</i> L.	60	18,75	10000	7,94	1,45	1,38	28,07
Fabaceae	<i>Leucaena leucocephala</i> (Lam.) de Wit	20	6,25	22000	17,46	2,69	2,57	26,28
Solanaceae	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav	20	6,25	10000	7,94	10,21	9,74	23,93
Fabaceae	<i>Aeschynomene denticulata</i> Rudd.	20	6,25	10000	7,94	1,74	1,66	15,84
Apocynaceae	<i>Asclepias physocarpa</i> (E. Mey.) Schlechter	20	6,25	8000	6,35	1,04	1,00	13,59
Lamiaceae	<i>Hyptis</i> sp.	20	6,25	2000	1,59	1,02	0,97	8,81
Fabaceae	<i>Chamaecrista nictitans</i> (L.) Moench	20	6,25	2000	1,59	0,14	0,14	7,97



Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
	<b>Fragmento florestal pequeno (FP)</b>							
Euphorbiaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	90	7,09	20000	8,70	511,67	9,78	25,57
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin.	30	2,36	4000	1,74	937,78	17,93	22,03
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schitdl.) Wawra.	70	5,51	20000	8,70	227,15	4,34	18,55
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A. St. -Hil.) K.Schum	60	4,72	15000	6,52	378,13	7,23	18,48
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	60	4,72	11000	4,78	447,18	8,55	18,06
Areceaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	70	5,51	23000	10,00	131,05	2,51	18,02
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	80	6,30	16000	6,96	153,65	2,94	16,19
Myristicaceae	<i>Virola bicuhyba</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	60	4,72	10000	4,35	356,76	6,82	15,89
Urticaceae	<i>Pourouma guianensis</i> Aubl.	30	2,36	5000	2,17	448,82	8,58	13,12
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.	60	4,72	9000	3,91	84,61	1,62	10,26
Areceaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	30	2,36	13000	5,65	114,28	2,19	10,20
Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	40	3,15	6000	2,61	211,39	4,04	9,80
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	60	4,72	9000	3,91	38,57	0,74	9,37
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne.	30	2,36	5000	2,17	141,89	2,71	7,25

Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
Lauraceae	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	40	3,15	4000	1,74	93,49	1,79	6,68
Cyatheaceae	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	20	1,57	7000	3,04	58,95	1,13	5,75
Myrtaceae	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	30	2,36	6000	2,61	32,29	0,62	5,59
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A.St.-Hil., Cambess. & A. Juss.) Radlk.	30	2,36	3000	1,30	76,41	1,46	5,13
Melastomataceae	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	40	3,15	4000	1,74	9,92	0,19	5,08
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Sneath.	30	2,36	5000	2,17	22,82	0,44	4,97
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees.	20	1,57	2000	0,87	128,89	2,46	4,91
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	20	1,57	2000	0,87	122,30	2,34	4,78
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	30	2,36	4000	1,74	18,83	0,36	4,46
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Vell.) Blake	20	1,57	3000	1,30	74,57	1,43	4,30
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	20	1,57	2000	0,87	97,18	1,86	4,30
Fabaceae	<i>Andira antheimia</i> (Vell.) J.F. Macbr.	10	0,79	2000	0,87	117,03	2,24	3,89
Rubiaceae	<i>Psychotria officinalis</i> (Aubl.) Raeusch. ex Sandwith.	30	2,36	3000	1,30	7,40	0,14	3,81
Arecaceae	<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret.	20	1,57	2000	0,87	67,95	1,30	3,74
Myrtaceae	Myrtaceae sp. 01	20	1,57	2000	0,87	16,13	0,31	2,75

Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	10	0,79	1000	0,43	58,92	1,13	2,35
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	10	0,79	2000	0,87	8,28	0,16	1,82
Indeterminada	Indet. 01	10	0,79	1000	0,43	16,86	0,32	1,54
Cyatheaceae	<i>Cyathea</i> sp.	10	0,79	1000	0,43	7,17	0,14	1,36
Arecaceae	<i>Geonoma elegans</i> Mart.	10	0,79	1000	0,43	2,58	0,05	1,27
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	10	0,79	1000	0,43	2,30	0,04	1,27
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	10	0,79	1000	0,43	1,79	0,03	1,26
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	10	0,79	1000	0,43	1,56	0,03	1,25
Myrtaceae	<i>Eugenia florida</i> DC.	10	0,79	1000	0,43	1,35	0,03	1,25
Meliaceae	<i>Trichilia hirta</i> L.	10	0,79	1000	0,43	0,96	0,02	1,24
Myrtaceae	<i>Myrceugenia myrcioides</i> (Cambess.) O. Berg	10	0,79	1000	0,43	0,80	0,02	1,24
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	10	0,79	1000	0,43	0,13	0,00	1,22
<b>Fragmento florestal grande (FG)</b>								
Moraceae	<i>Ficus gomelleira</i> Kunth	30	2,26	3000	1,05	4014,66	29,74	33,04
Rubiaceae	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schitdl.) Wawra.	90	6,77	47000	16,43	180,59	1,34	24,54
Arecaceae	<i>Euterpe edulis</i> Mart.	90	6,77	33000	11,54	160,42	1,19	19,49
Euphorbiaceae	<i>Alchornea triplinervia</i> (Spreng.) M. Arg.	70	5,26	19000	6,64	1024,17	7,59	19,49

Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
Fabaceae	<i>Schizolobium parahyba</i> (Nell.) Blake.	60	4,51	8000	2,80	1424,85	10,56	17,86
Meliaceae	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl.	70	5,26	20000	6,99	558,05	4,13	16,39
Sapindaceae	<i>Cupania oblongifolia</i> Mart.	40	3,01	6000	2,10	1175,00	8,70	13,81
Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	60	4,51	13000	4,55	618,64	4,58	13,64
Lauraceae	<i>Nectandra oppositifolia</i> Nees.	60	4,51	9000	3,15	779,35	5,77	13,43
Rubiaceae	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	60	4,51	19000	6,64	102,80	0,76	11,92
Urticaceae	<i>Coussapoa microcarpa</i> (Schott) Rizzini	50	3,76	5000	1,75	593,63	4,40	9,91
Melastomataceae	<i>Miconia cabucu</i> Hoehne.	50	3,76	10000	3,50	325,94	2,41	9,67
Rubiaceae	<i>Bathysa australis</i> (A.St.-Hil.) K.Schum	40	3,01	8000	2,80	435,49	3,23	9,03
Rutaceae	<i>Zanthoxylum rhoifolium</i> Lam.	30	2,26	5000	1,75	388,74	2,88	6,88
Arecaceae	<i>Attalea dubia</i> (Mart.) Burret.	40	3,01	7000	2,45	143,78	1,07	6,52
Anacardiaceae	<i>Tapirira guianensis</i> Aubl.	50	3,76	6000	2,10	67,41	0,50	6,36
Annonaceae	<i>Annona glabra</i> L.	50	3,76	6000	2,10	28,97	0,21	6,07
Myrtaceae	<i>Myrcia multiflora</i> (Lam.) DC.	40	3,01	5000	1,75	96,78	0,72	5,47
Myristicaceae	<i>Virola bicuhya</i> (Schott ex Spreng.) Warb.	30	2,26	5000	1,75	170,71	1,26	5,27

Família	Espécie	FA	FR	DA	DR	DoA	DoR	IVI
Urticaceae	<i>Pououma guianensis</i> Aubl.	20	1,50	4000	1,40	254,48	1,89	4,79
Nyctaginaceae	<i>Guapira opposita</i> (Vell.) Reitz	30	2,26	5000	1,75	74,07	0,55	4,55
Melastomataceae	<i>Miconia cinnamomifolia</i> (DC.) Naudin.	30	2,26	3000	1,05	115,39	0,85	4,16
Myrtaceae	<i>Myrciaria floribunda</i> (West ex willd.) O. Berg.	30	2,26	3000	1,05	111,91	0,83	4,13
Cannabaceae	<i>Trema micrantha</i> (L.) Blum	30	2,26	3000	1,05	71,02	0,53	3,83
Annonaceae	<i>Xylopia brasiliensis</i> Spreng	30	2,26	3000	1,05	41,22	0,31	3,61
Piperaceae	<i>Piper cernuum</i> Vell.	20	1,50	5000	1,75	47,45	0,35	3,60
Arecaceae	<i>Bactris setosa</i> Mart.	20	1,50	5000	1,75	45,64	0,34	3,59
Fabaceae	<i>Piptadenia gonoacantha</i> (Mart.) J. F. Macbr.	20	1,50	4000	1,40	40,64	0,30	3,20
Myrtaceae	<i>Marlierea obscura</i> O.Berg.	20	1,50	4000	1,40	12,00	0,09	2,99
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	10	0,75	1000	0,35	203,93	1,51	2,61
Fabaceae	<i>Andira fraxinifolia</i> Benth.	10	0,75	2000	0,70	79,08	0,59	2,04
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	10	0,75	2000	0,70	68,39	0,51	1,96
Myrtaceae	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	10	0,75	2000	0,70	20,18	0,15	1,60
Myrtaceae	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	10	0,75	2000	0,70	18,78	0,14	1,59
Piperaceae	<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	10	0,75	2000	0,70	2,59	0,02	1,47
Piperaceae	<i>Piper aduncum</i> L.	10	0,75	2000	0,70	2,31	0,02	1,47

A caracterização fitossociológica dos fragmentos demonstrou para CP uma vegetação com altura média de 2,42 m, DAP médio de 3,25 cm e área basal de 0,052 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. O fragmento FP apresentou vegetação com altura média de 6,62 m, DAP médio de 13,41 cm e área basal de 5,22 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. O fragmento FG teve altura média de 9,96 m, DAP médio de 21,94 cm e área basal de 13,49 m<sup>2</sup>.ha<sup>-1</sup>. Na figura 4, que fraciona a vegetação amostrada por classes de altura e diâmetro do caule, é possível notar que a maior parte das plantas possui pequena altura e baixo diâmetro, indicando, assim, a juvenilidade da vegetação dos fragmentos e, por conseguinte, os efeitos da degradação ambiental.

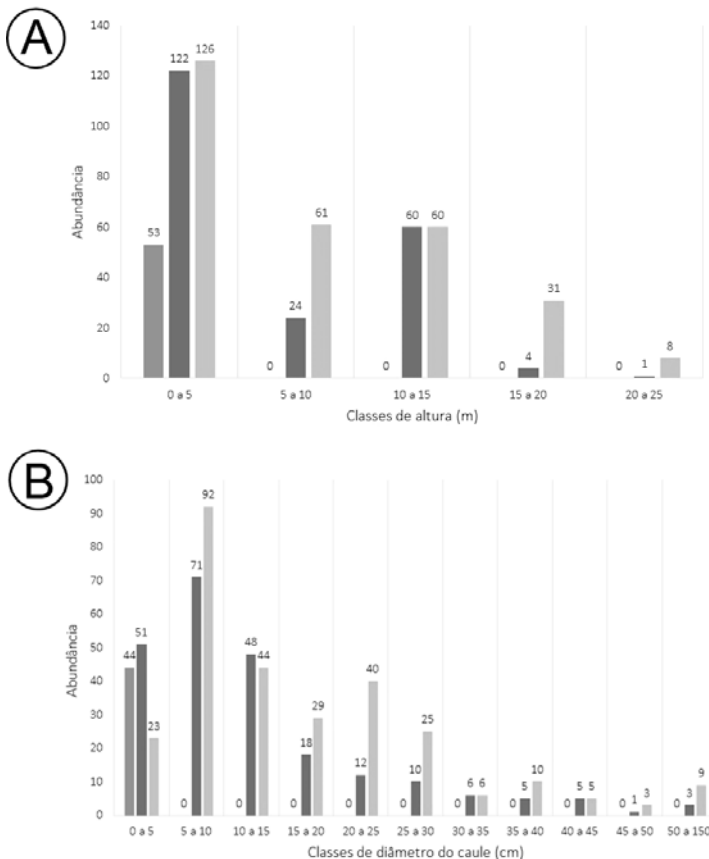


Figura 4. Estratificação da vegetação do componente arbustivo-arbóreo dos fragmentos florestais urbanos do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil. A) classes de altura vs. abundância. B) classes de diâmetro do caule vs. abundância. Legenda: barras da esquerda = capoeira, barras centrais = fragmento pequeno e barras da direita = fragmento grande.

Por outro lado, as correlações positivas e fortes mostradas na figura 5 revelam que o incremento da vegetação no que se refere a riqueza e abundância de espécies torna as comunidades mais complexas em termos estruturais, altura ( $R^2 = 0,57$ ;  $p = 0,02$ ) e diâmetro ( $R^2 = 0,57$ ;  $p = 0,04$ ), exceto para a área basal, que apresenta fraca correlação ( $R^2 = 0,19$ ;  $p = 0,05$ ).

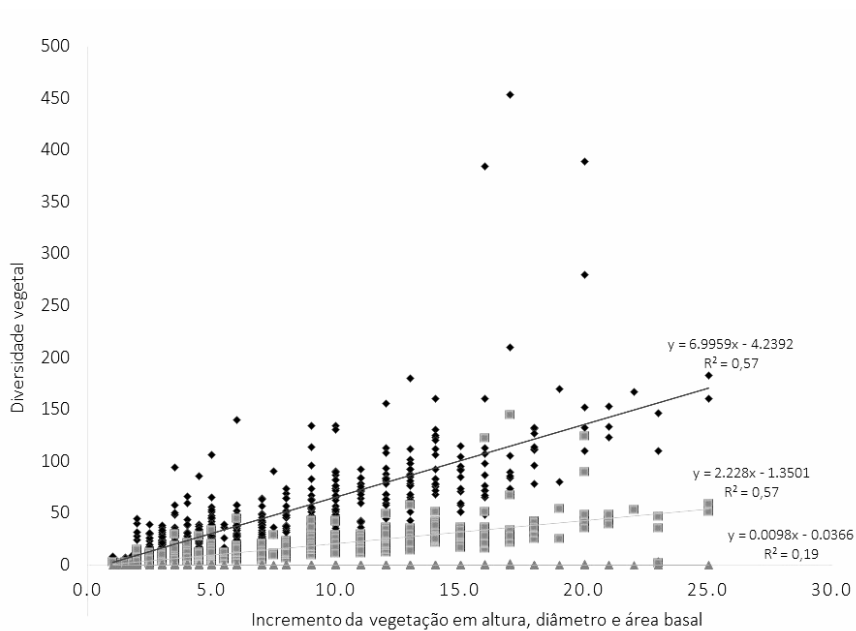


Figura 5. Correlação entre a abundância de espécies vegetais nos fragmentos florestais urbanos e o seu incremento em altura, diâmetro e área basal. Legenda: losango e linha = altura e reta de tendência da altura; quadrado e linha = diâmetro do caule e reta de tendência do diâmetro do caule; triângulo e linha = área basal e reta de tendência da área basal.

O cruzamento das informações sobre a vegetação dos fragmentos florestais urbanos estudados com os parâmetros legais sobre a sucessão ecológica da floresta atlântica no estado de Santa Catarina (Resolução Conama n.º 4, 1994) permite dizer que todos

os fragmentos representam formações secundárias em estágio sucessional inicial (CP), médio (FP) e médio avançado (FG). De modo geral, as espécies vegetais de maior frequência e densidade são tidas como pioneiras e/ou secundárias iniciais que se mantêm nos estádios mais avançados da floresta, exceto aquelas encontradas em CP.

### **Riqueza e sazonalidade de galhas nos fragmentos florestais urbanos**

Encontrou-se, nos fragmentos florestais urbanos estudados, um total de 55 morfoespécies de galhas sobre 36 espécies vegetais hospedeiras de 17 famílias botânicas (tabela 2; figuras 6 e 7). Essas morfoespécies foram classificadas em cinco morfotipos de galhas, dos quais o mais abundante foi o globoide (com 40% das ocorrências), seguido pelo fusiforme (34,55%) e lenticular (16,36%). Os morfotipos menos frequentes foram o cônico (7,27%) e em roseta (1,82%). A maior parte dos morfotipos de galhas ocorreu em folhas (65,45%) e uma menor incidência foi observada em caules (29,09%) e frutos (5,45%). As galhas variaram em coloração, sendo os morfotipos predominantemente verdes (70,91%), seguidos pelos marrons (21,82%), amarelos e vermelhos (3,64% cada). Galhas com ornamentação/pubescência ocorreram em 41,82% dos morfotipos encontrados.



Tabela 2. Morfoespécies de galhas amostradas nos fragmentos florestais urbanos do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil.

Família	Espécie hospedeira	Morfortipo	Órgão hospedeiro / sitio de oviposição	Cor / pubescência	Figura	Galhador	CP	FP	FG	PV	OI	PV	OI	PV	OI
Combretaceae	<i>Terminalia brasiliensis</i> Camb.	Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	6A	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Cyatheaceae	<i>Cyathea phalerata</i> Mart.	Fusiforme	Caulo	Verde – roxo / ausente	6B	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Fabaceae	<i>Inga edulis</i> Mart.	Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	6C	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0	0	0
		Fusiforme	Folha / nervura mediana	Verde	6D	Indeterminado	0	0	0	1	0	0	0	0	0
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	6E	Indeterminado	0	0	1	1	0	1	0	1	0
	<i>Inga marginata</i> Willd.	Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	6F	Indeterminado	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		Globoide, coalescente	Caulo	Marron	6G	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	0	1	1	0	0	1
		Globoide	Fruto	Marron / ausente	6H	Thysanoptera	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Indeterminado	Indet. 01	Cônica	Caulo / gema	Verde / presente	6I	Indeterminado	0	0	0	0	0	1	0	0	1
		Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	6J	Indeterminado	0	0	0	0	0	1	0	0	1

Lauraceae	<i>Endlicheria paniculata</i> (Spreng.) J.F.Macbr.	Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde	6K	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Nectandra membranacea</i> (Sw.) Griseb.	Cônica	Folha / lâmina foliar	Marron / presente	6L	Indeterminado	0	0	0	1	0	0	0
		Fusiforme	Folha / nervura mediana e secundária	Verde / ausente	6M	Indeterminado	0	0	0	0	1	0	0
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Marron / presente	6N	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
		Lenticular extralaminar	Folha / lâmina foliar	Amarela / presente	6O	Indeterminado	0	0	0	1	0	0	0
Melastomataceae	<i>Leandra purpurascens</i> (DC.) Cogn.	Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	6P	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Miconia</i> sp.	Fusiforme	Folha / pecíolo	Verde / presente	6Q	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Tibouchina candolleana</i> (Mart. ex DC.) Cogn.	Fusiforme	Folha / nervura secundária	Verde / presente	6W	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0
		Globoide	Caule	Marron / ausente	6X	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	0
	<i>Tibouchina pulchra</i> Cogn.	Fusiforme	Caule	Marron / presente	6R	Lepidoptera	0	0	0	0	1	0	0
		Fusiforme	Folha / nervura mediana	Verde / ausente	6S	Curculionidae (Coleoptera)	0	0	1	0	1	0	0
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	6T	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	1	1	0	0
		Globoide	Caule	Verde / presente	6U	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	0	1	0	0
		Roseta	Folha / meristema	Verde / ausente	6V	Lepidoptera	0	0	0	0	1	0	0

Meliaceae	<i>Cabralea canjerana</i> (Vell.) Mart.	Globoide	Folha / nervura mediana e secundária	Verde / ausente	6Y	Indeterminado	0	0	0	0	1	0
	<i>Guarea macrophylla</i> Vahl	Fusiforme	Folha / nervura mediana	Verde / presente	6Z	<i>Neolasiptera</i> sp. (Cecidomyiidae, Diptera)	0	0	1	1	1	1
		Fusiforme	Caule	Marrom / ausente	6AA	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	1	1	1	1
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Amarela / presente	6AB	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	0	0	1
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Vermelha / presente	6AC	<i>Sphaeromyia</i> <i>flava</i> Maia, 2007 (Cecidomyiidae, Diptera)	0	0	1	0	0	0
	<i>Trichilia pallens</i> C. DC.	Fusiforme	Caule	Verde / presente	6AD	Indeterminado	0	0	0	0	1	1
Moraceae	<i>Sorocea bonplandii</i> (Baill.) W.C. Burger, Lanjouw & Boer	Globoide	Folha / nervura secundária	Verde / presente	7A	Indeterminado	0	0	0	0	1	0
Myristicaceae	<i>Virola bichyba</i> (Schott) Warb.	Fusiforme	Folha / nervura mediana	Verde / presente	7B	Indeterminado	0	0	0	0	1	0
		Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / presente	7C	Indeterminado	0	0	0	0	1	0

Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	7D	Indeterminado	0	0	1	1	0	0	
	<i>Calyptranthes lucida</i> Mart. ex DC.	Cônica	Folha / nervura mediana	Verde / ausente	7H	Indeterminado	0	0	0	1	0	0	
	<i>Eugenia involucrata</i> DC.	Globoide	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	7E	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	
	<i>Eugenia leitonii</i> Legr.	Globoide	Fruto	Verde / ausente	7F	Coleoptera	0	0	1	0	0	0	
	<i>Myrcia splendens</i> (Sw.) DC.	Fusiforme	Caulé	Marron / ausente	7G	Cecidomyiidae (Diptera)	0	0	0	0	0	1	
	<i>Psidium cattleianum</i> Sabine	Globoide, com projeção apical	Folha / nervura mediana e secundária	Verde / ausente	7I	<i>Tectococcus ovatus</i> Hempel., 1900 (Eriococcidae, Heteroptera)	0	0	0	1	0	0	
	Nyctagthaceae	<i>Guapira opposita</i> (Nell.) Reitz	Fusiforme	Caulé	Marron / ausente	7J	<i>Proasphondylia formosa</i> Maia, 1993 (Cecidomyiidae, Diptera)	0	0	1	0	0	0
			Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	7K	<i>Bruggmannia elongata</i> Maia & Couri, 1993 (Cecidomyiidae, Diptera)	0	0	1	1	1	1
		<i>Guapira</i> sp.	Fusiforme	Caulé	Verde / ausente	7L	Indeterminado	0	0	1	0	0	0

Phyllanthaceae	<i>Hieronyma alchorneoides</i> Allemão	Globoide	Folha / nervura mediana e secundária	Verde / ausente	7M	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
Piperaceae	<i>Piper gaudichaudianum</i> Kunth.	Fusiforme	Caulé / nó	Marron / ausente	7N	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
Rubiaceae	<i>Piper solmsianum</i> C.DC.	Globoide	Caulé	Marron / ausente	7O	Diptera	0	0	1	1	1	1	1
	<i>Psychotria brachypoda</i> (Müll. Arg.) Britton	Fusiforme	Caulé	Marron / presente	7P	Indeterminado	0	0	0	0	1	0	0
	<i>Psychotria carthagenensis</i> Jacq.	Globoide	Caulé / gema	Verde / presente	7Q	Indeterminado	0	0	1	0	0	0	1
	<i>Psychotria nuda</i> (Cham. & Schltdl.) Wawra.	Cônica	Folha / nervura mediana e secundária	Verde / ausente	7R	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
	<i>Psychotria officinalis</i> (Aubl.) Reusch. ex Sandwith.	Globoide	Folha / lâmina foliar	Vermelha	7S	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
	<i>Psychotria sp.</i>	Fusiforme	Caulé / gema apical	Verde / ausente	7T	Indeterminado	0	0	0	0	1	1	1
Sapindaceae	<i>Matejuba elaeagnoides</i> Raalk.	Lenticular	Folha / lâmina foliar	Verde / ausente	7U	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
Solanaceae	<i>Solanum asperolanatum</i> Ruiz & Pav	Globoide	Fruto	Verde / ausente	7V	Indeterminado	0	0	0	1	0	0	0
Urticaceae	<i>Cecropia glaziovii</i> Smetl.	Fusiforme	Folha	Verde / presente	7W	Indeterminado	0	0	1	1	1	1	1
					7X	Thysanoptera	1	0	0	0	0	0	0
					7Y	Indeterminado	0	0	1	1	0	0	0

As famílias botânicas com maior representatividade em morfotipos de galhas foram: Melastomataceae (9), Rubiaceae (7), Myrtaceae (6), Meliaceae (6), Lauraceae (5). As espécies diagnosticadas como as principais super-hospedeiras de galhas nos fragmentos florestais foram: *Nectandra membranacea* (Sw.) Griseb. (Lauraceae), *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) e *Guarea macrophylla* Vahl (Meliaceae), cada uma hospedando quatro morfotipos distintos de galhas.

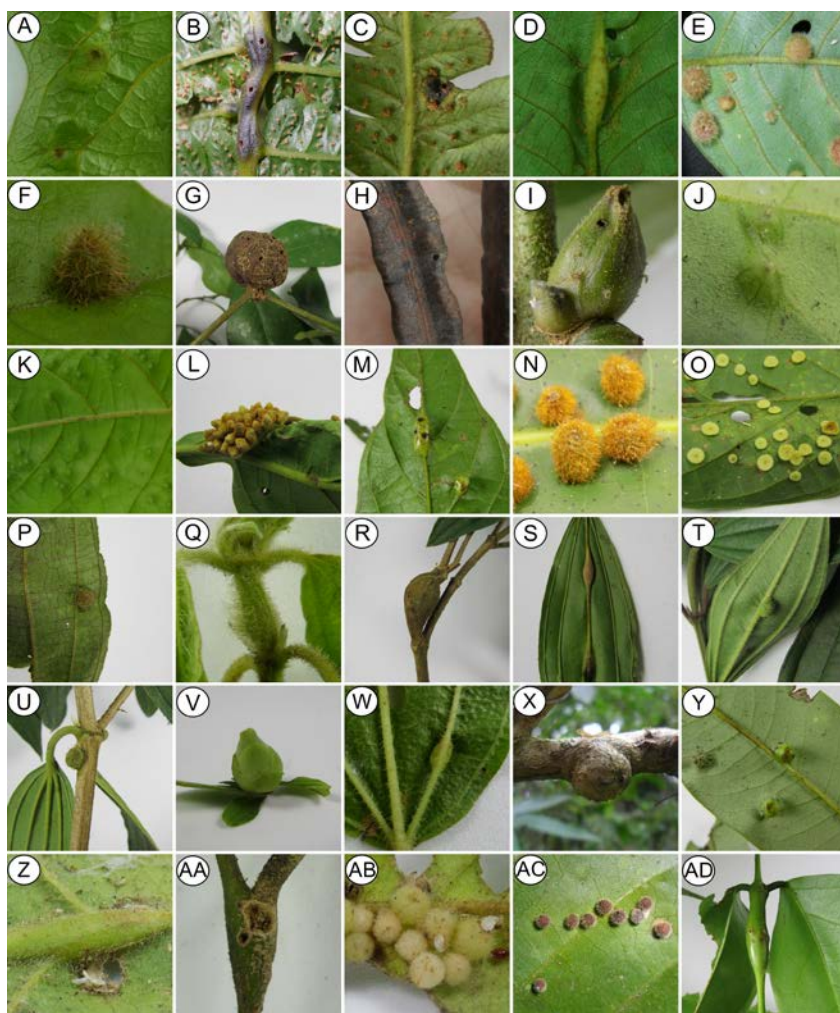


Figura 6. Espécies hospedeiras e respectivas galhas registradas nos fragmentos florestais urbanos de Joinville, Santa Catarina, Brasil. A) *Terminalia*

*brasiliensis* (Combretaceae) – lenticular. B-C) *Cyathea phalerata* (Cyatheaceae) – fusiforme caulinar e lenticular, respectivamente. D-E) *Inga edulis* (Fabaceae) – fusiforme foliar e globoide, respectivamente. F-G) *Inga marginata* (Fabaceae) – globoide e globoide coalescente, respectivamente. H) *Sesbania virgata* (Fabaceae) – globoide em fruto. I-J) Indeterminada – cônica e lenticular, respectivamente. K) *Endlicheria paniculata* (Lauraceae) – lenticular. L-O) *Nectandra membranacea* (Lauraceae) – cônica, fusiforme foliar, globoide e lenticular extralaminar, respectivamente. P) *Leandra purpurascens* (Melastomataceae) – globoide. Q) *Miconia* sp. (Melastomataceae) – fusiforme. R-V) *Tibouchina pulchra* (Melastomataceae) – fusiforme caulinar, fusiforme foliar, globoide foliar, globoide caulinar e roseta, respectivamente. W-X) *T. candolleana* (Melastomataceae) – fusiforme foliar e globoide caulinar, respectivamente. Y) *Cabralea canjerana* (Meliaceae) – globoide. Z-AC) *Guarea macrophylla* (Meliaceae) – fusiforme foliar, fusiforme caulinar, globoide amarela e globoide vermelha, respectivamente. AD) *Trichilia pallens* (Meliaceae) – fusiforme caulinar.

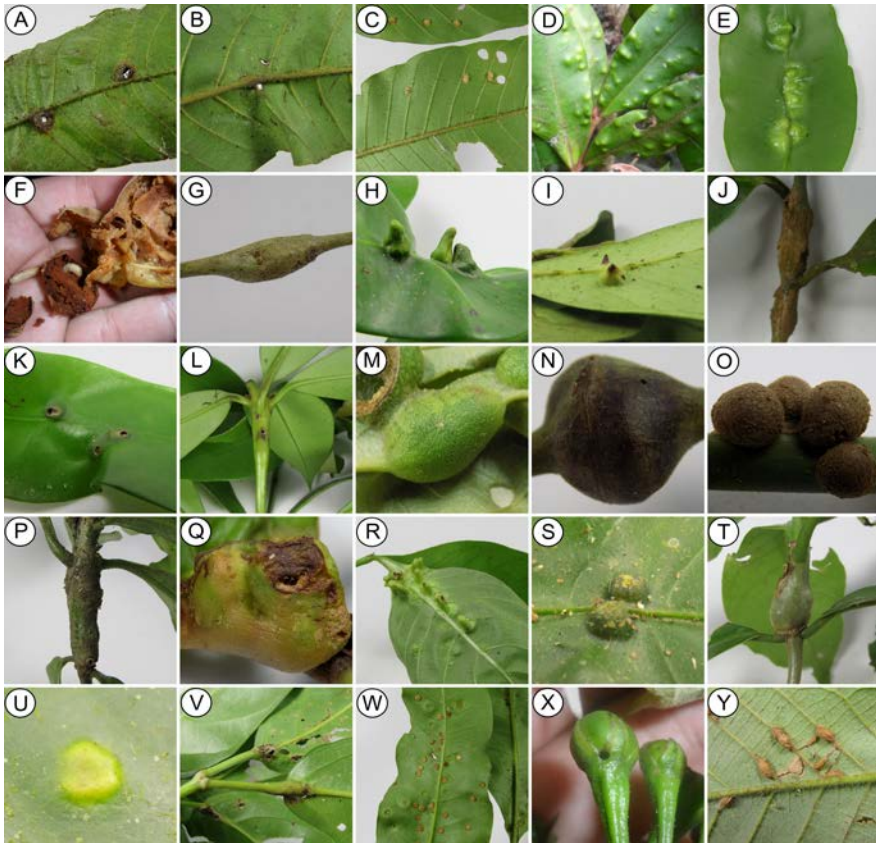


Figura 7. Espécies hospedeiras e respectivas galhas registradas nos fragmentos florestais urbanos de Joinville, Santa Catarina, Brasil. A) *Sorocea*

*bonplandii* (Moraceae) – globoide. B-C) *Viola bicuhyba* (Myristicaceae) – fusiforme foliar e globoide, respectivamente. D) *Blepharocalyx salicifolius* (Myrtaceae) – lenticular. E) *Eugenia involucrata* (Myrtaceae) – globoide. F) *Eugenia leitonii* (Myrtaceae) – globoide em fruto. G) *Myrcia splendens* (Myrtaceae) – fusiforme caulinar. H) *Calyptanthus lucida* (Myrtaceae) – cônica. I) *Psidium cattleianum* (Myrtaceae) – globoide com projeção apical. J-K) *Guapira opposita* (Nyctaginaceae) – fusiforme caulinar e lenticular, respectivamente. L) *Guapira* sp. (Nyctaginaceae) – fusiforme caulinar. M) *Hieronyma alchorneoides* (Phyllanthaceae) – globoide. N) *Piper gaudichaudianum* (Piperaceae) – fusiforme caulinar. O) *Piper solmsianum* (Piperaceae) – globoide caulinar. P-Q) *Psychotria brachypoda* (Rubiaceae) – fusiforme caulinar e globoide, respectivamente. R) *Psychotria carthagenensis* (Rubiaceae) – cônica. S) *Psychotria nuda* (Rubiaceae) – globoide. T-U) *Psychotria officinalis* (Rubiaceae) – fusiforme caulinar e lenticular, respectivamente. V) *Psychotria* sp. (Rubiaceae) – fusiforme caulinar. W) *Matayba elaeagnoides* (Sapindaceae) – lenticular. X) *Solanum asperolanatum* (Solanaceae) – globoide em fruto. Y) *Cecropia glaziovii* (Urticaceae) – fusiforme foliar.

Os insetos galhadores foram identificados em nível de ordem em apenas 34,5% dos casos. Dos *taxa* identificados, Diptera foi o mais representativo, com 21,82% das ocorrências. Outros grupos menos representativos foram Coleoptera, Lepidoptera e Thysanoptera (3,64% cada) e Heteroptera (1,82%). Os outros 65,5% permaneceram indeterminados.

Dos 55 morfotipos de galhas, 24 ocorreram somente no período primavera/verão e 11 apenas no período outono/inverno. Em FP, 11 morfotipos de galhas ocorreram exclusivamente no período primavera/verão e seis só no período outono/inverno. No fragmento FG, 12 morfotipos de galhas ocorreram apenas no período primavera/verão e sete somente no período outono/inverno. Dessa forma, a maior riqueza de galhas foi condicionada ao período mais quente e chuvoso do ano em todos os fragmentos florestais urbanos estudados (tabela 2, figura 8). O fragmento CP apresentou riqueza total de dois morfotipos de galhas, ocorrendo apenas no período de primavera/verão. Em FP, houve um total de 35 morfotipos de galhas, distribuídos nos períodos de primavera/verão (28) e outono/inverno (22), enquanto 15 morfotipos de galhas ocorreram em ambos os períodos nesse fragmento. No



fragmento FG houve 34 morfotipos de galhas, dos quais 27 no período de primavera/verão e 22 no outono/inverno, enquanto 15 morfotipos de galhas foram verificados em ambas as estações.

O fragmento CP não teve nenhum morfotipo de galha compartilhado com as outras duas áreas, em função de a sua flora ter sido exclusiva. Entre os fragmentos FP e FG houve o compartilhamento de 48 morfotipos de galhas, por causa da coocorrência de espécies de plantas hospedeiras entre esses dois fragmentos. Apenas dois morfotipos de galhas ocorreram exclusivamente em FP e três morfotipos em FG.

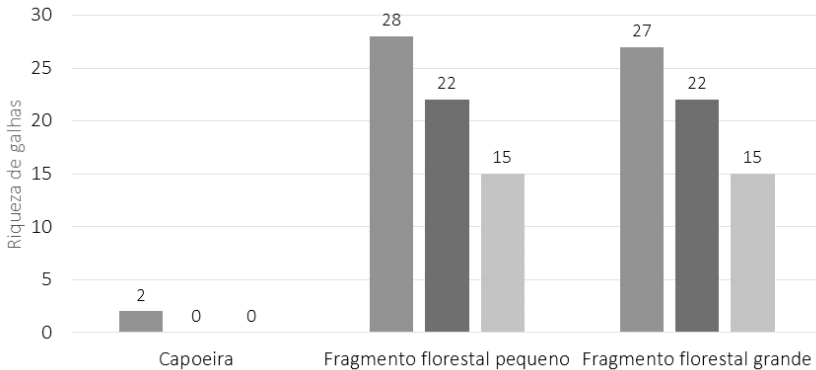


Figura 8. Distribuição sazonal da riqueza de galhas nos fragmentos florestais urbanos estudados no município de Joinville, Santa Catarina, Brasil. Legenda: riqueza de galhas amostradas na primavera/verão (coluna esquerda), riqueza de galhas amostradas no outono/inverno (coluna central) e riqueza de galhas amostradas em ambas as estações (coluna direita).

As correlações mostraram que o aumento no número de espécies hospedeiras de galhadores está diretamente ligado ao aumento da riqueza de espécies vegetais ( $r^2 = 0,9998$ ,  $F = 5292$ ,  $p = 0,008$  – figura 9A), assim como ao ganho em número de espécies super-hospedeiras ( $r^2 = 0,9887$ ,  $F = 87,48$ ,  $p = 0,06$  – figura 9B). No tocante à sazonalidade, a riqueza total de galhas nos fragmentos florestais urbanos foi positivamente correlacionada tanto ao período de primavera/verão ( $r^2 = 0,99$ ,  $F = 1.87e^4$ ,  $p = 0,004$  – figura 9C) quanto ao período de outono/inverno ( $r^2 = 0,99$ ,  $F = 1408$ ,  $p = 0,01$  – figura 9D).

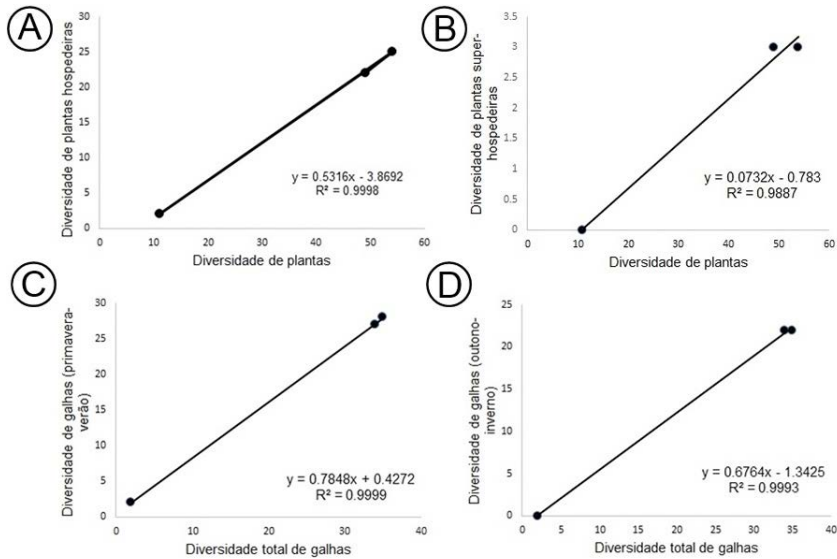


Figura 9. Correlação entre a diversidade de plantas, plantas hospedeiras, plantas super-hospedeiras e galhas nos fragmentos florestais urbanos do município de Joinville, Santa Catarina, Brasil.

## DISCUSSÃO

De modo geral, a mata atlântica ainda é pouco conhecida em termos de estrutura e composição da vegetação (Lima *et al.*, 2015), e seus remanescentes necessitam de constante monitoramento, ações de restauro e conservação, principalmente no que se refere aos impactos dos efeitos de borda sobre tais áreas (Haddad *et al.*, 2015), embora esses remanescentes demonstrem grande resiliência ante as constantes pressões antrópicas às quais estão submetidos (Scarano & Ceotto, 2015).

A fragmentação da floresta altera as condições microclimáticas em suas bordas. Desse modo, a redução da proporção do perímetro das bordas dos fragmentos florestais, em relação ao tamanho da área interna deles, colabora para a diminuição dos efeitos de borda negativos, contribuindo para a conservação da biodiversidade (Ewers & Banks-Leite, 2013). Por outro lado, a formação de novas bordas ou a ausência de manejo florestal e/ou ações de restauro em bordas de fragmentos acarretam a alteração

da estrutura das florestas, impactando diretamente a arquitetura do componente arbustivo-arbóreo em termos de área basal e altura média (Magnago *et al.*, 2015).

No caso dos fragmentos FP e FG acontece uma similaridade alta na composição florística, mas uma diferenciação na estrutura da floresta. Tal diferenciação pode estar relacionada ao efeito do tamanho e isolamento dos fragmentos na matriz urbana, que fazem de FG um fragmento mais estável à regeneração ecológica. Entre outros fatores, o histórico de perturbações em um remanescente pode impactar a estrutura da vegetação (Morel *et al.*, 2016). No caso de FG, o corte seletivo de espécies parece ser um impeditivo para o avanço do fragmento a um estágio sucessional mais avançado. O corte seletivo de espécies cria bordas internas nas florestas, fazendo com que os efeitos de borda avancem para o interior da floresta, deixando-o suscetível aos efeitos microclimáticos e às ações antrópicas, o que também acelera a fragmentação de áreas maiores (Broadbent *et al.*, 2008). Em FP, em função da menor extensão do fragmento e da presença de trilhas e clareiras, a vegetação apresenta menor desenvolvimento estrutural e maior abundância de plantas pioneiras.

A riqueza de galhas nos fragmentos mostrou-se diretamente relacionada à complexidade da estrutura da vegetação. Em CP, a baixa riqueza de galhas encontrada pode ser explicada pela pouca diversidade florística local, visto que o incremento na riqueza de espécies vegetais propicia a diversificação das espécies de insetos galhadores (Wright & Samways, 1998). Tal fato corrobora o pressuposto de que a riqueza florística tem forte influência sobre a riqueza de galhadores, pelo menos em escalas locais (Dalbem & Mendonça Júnior, 2006; Arriola & Melo Júnior, 2016).

A comparação entre FP e FG revela que, assim como a flora, a riqueza de galhas é similar. A riqueza de galhadores aumenta consideravelmente em áreas em estágio intermediário de regeneração em comparação a áreas com menor tempo de recuperação. Além disso, estádios sucessionais próximos têm grande similaridade na riqueza de galhadores, graças à gradativa recuperação da riqueza vegetal (Fernandes *et al.*, 2010). Em oposição, esses fragmentos se mostraram distintos de CP em

riqueza de galhas. A maior riqueza e abundância de herbívoros em estádios sucessionais intermediários e tardios deve-se ao aumento da complexidade da vegetação, como a configuração de uma estrutura de dossel (Neves *et al.*, 2014; Kelch *et al.*, 2016), que é um compartimento florestal com grande diversidade de galhadores (Julião *et al.*, 2014). Além disso, o isolamento das comunidades vegetais, como no caso de CP, diminui o ataque de herbívoros especialistas sobre suas plantas hospedeiras, em virtude da diminuição da riqueza, da similaridade e da especialização da fauna de inseto associada (Grandez-Ríos *et al.*, 2015), sobretudo quando a flora local é menos complexa e dominada pela presença de poucas espécies (Moreira *et al.*, 2007).

Os fragmentos FP e FG apresentam flora e riqueza de galhas similares, porém diferiram no tamanho do fragmento e na estrutura da vegetação. De modo geral, o tamanho dos fragmentos florestais não explica as taxas de ataque de insetos herbívoros, uma vez que a herbivoria é um processo ecológico penetrante em áreas fragmentadas (Souza *et al.*, 2013). Estudo realizado em ambientes semiáridos do Mediterrâneo evidenciou que uma maior abundância de insetos galhadores foi registrada em fragmentos de menor área, mesmo que tivessem semelhança florística com fragmentos mais extensos (Martinez *et al.*, 2005). No entanto a diferença na composição das comunidades de espécies de insetos herbívoros entre a borda e o interior dos fragmentos é uma variação comumente observada (Julião *et al.*, 2004).

As bordas, como porções dos fragmentos florestais mais suscetíveis aos estresses microclimáticos (Ewers & Banks-Leite, 2013), podem beneficiar a abundância de insetos herbívoros generalistas, por causa do aumento da quantidade e qualidade de recursos, evidenciado pela proliferação de plantas de crescimento rápido e redução de pressões competitivas, como as de controle por predadores e parasitoides (Guimarães *et al.*, 2014). Insetos galhadores também podem se beneficiar com a formação de bordas em ambientes florestais, porém algumas interações galhador-planta hospedeira são mais sensíveis às pequenas alterações ambientais, ocorrendo apenas no interior das florestas, o que as torna melhores indicadoras da qualidade da floresta (Altamirano *et al.*, 2016).

Portanto, entende-se que ambientes muito fragmentados não são propícios à manutenção da diversidade de plantas hospedeiras e, conseqüentemente, da riqueza de galhas (Souza *et al.*, 2016), mas podem conter e manter importantes amostras de biodiversidade (Magnago *et al.*, 2014).

A fragmentação pode ter diferentes respostas sobre as comunidades de insetos herbívoros, e as diferentes configurações espaciais dos fragmentos são capazes de influenciar as taxas de ocorrência de insetos galhadores (Araújo & Guilherme, 2012). Como ocorre em CP, a abundância de Thysanoptera é maior em ambientes muito perturbados. Diptera, Hymenoptera e Coleoptera, importantes ordens de insetos galhadores, são mais diversos e abundantes em bordas, efeito que pode ser explicado pela presença de uma vegetação mista com espécies de estádios iniciais e tardios ocorrendo em conjunto nas bordas (González *et al.*, 2016). Essa relação direta entre a abundância de insetos galhadores e ambientes estressados demonstra o potencial biomonitor de tal grupo (Fernandes *et al.*, 1995; Moreira *et al.*, 2007; Araújo & Espírito-Santo Filho, 2012; Toma *et al.*, 2014) em ambientes sob influência antrópica direta (Julião *et al.*, 2005; Araújo *et al.*, 2014).

Quanto à sazonalidade, poucos estudos relacionam a influência espaço-temporal sobre a riqueza e abundância de insetos galhadores em florestas tropicais (Toma & Mendonça Júnior, 2014). As espécies de insetos galhadores possuem distintos padrões sazonais (Dalbem & Mendonça Júnior, 2006), o que explica a importância dos períodos primavera/verão e outono/inverno para a riqueza total de galhas observada no presente estudo. Espécies hospedeiras como *Psychotria nuda* (Rubiaceae) e *Guarea macrophylla* (Meliaceae), que apresentaram galhas ao longo de todo o ano nos fragmentos FP e FG, indicam que a presença de galhadores e sua abundância podem estar relacionadas à densidade populacional da planta hospedeira (Avila Júnior & Oleques, 2016), uma vez que tiveram altos valores de importância nos fragmentos FP e FG aqui examinados. A espécie *G. macrophylla* também se destaca como uma super-hospedeira de galhas, ressaltando seu

papel para o incremento da riqueza de insetos galhadores nesses ambientes (Araújo *et al.*, 2013). Mesmo em ambientes com baixa riqueza de espécies, as super-hospedeiras contribuem para elevar a riqueza de galhadores, como resultado da alta especificidade das interações e do compartilhamento de recursos entre os indutores na planta-hospedeira (Butterill & Novotny, 2015).

Os resultados demonstram que a maior diversidade de galhas está condicionada ao maior grau de conservação dos fragmentos florestais urbanos, os quais em estádios sucessionais médio e avançado apresentaram significativa diferença na riqueza de galhas, em comparação ao fragmento em estágio inicial de sucessão. Quanto à riqueza de galhas, os padrões revelam respostas à estrutura da vegetação. Outros fatores, como a abundância desses insetos e a ocorrência de interações que sejam mais sensíveis às mínimas alterações ambientais, podem definir melhor o potencial do uso das galhas como ferramentas de biomonitoramento da qualidade dos fragmentos florestais urbanos. Assim, novos estudos são necessários para aprofundar a resposta sobre qual a relação entre a diversidade de galhas e o estado de conservação de fragmentos florestais, bem como para identificar associações inseto/planta-alvo, capazes de indicar a qualidade das florestas como forma objetiva de monitoramento de áreas florestais relictuais.

## REFERÊNCIAS

Altamirano A, Valladares G, Kuzmanich N & Salvo A. 2016. Galling insects in a fragmented forest: incidence of habitat loss, edge effects and plant availability. *Journal of Insect Conservation*, 20: 119-127.

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

Araújo WS & Espírito-Santo Filho K. 2012. Edge effect benefits galling insects in the Brazilian Amazon. *Biodiversity and Conservation*, 21: 2991-2997.

Araújo WS, Espírito-Santo Filho K, Bergamini LL, Gomes R & Morato SAA. 2014. Habitat conversion and galling insect richness in tropical rainforests under mining effect. *Journal of Insect Conservation*, 18: 1147-1152.

Araújo WS & Guilherme FAG. 2012. Distribuição de insetos galhadores em diferentes formações vegetais e paisagens do cerrado brasileiro. *Bioscience Journal*, 28(5): 810-819.

Araújo WS, Scareli-Santos C, Guilherme FAG & Cuevas-Reyes P. 2013. Comparing galling insect richness among neotropical savannas: effects of plant richness, vegetation structure and super-host presence. *Biodiversity and Conservation*, 22: 1083-1094.

Arriola ÍA & Melo Júnior JCF. 2016. Richness of insect galls on shrub-tree restinga of a coastal plain of Southern Brazil. *Acta Biológica Catarinense*, 3(2): 121-137.

Avila Júnior RS & Oleques SS. 2016. Galls in *Schinus polygamus* (Anacardiaceae): effects of forest structure on infestation intensity. *Brazilian Journal of Botany*, 39(3): 953-957.

Barbosa A & Cruz VL. 2009. Aspectos climatológicos. *In*: Oliveira TMN, Ribeiro JMG & Magna DJ (Orgs.). *Diagnóstico ambiental do Rio do Braço*. Joinville: Editora Univille. pp. 69-86.

Bierregaard Júnior RO, Lovejoy TE, Kapos V, Santos AA & Hutchings RW. 1992. The biological dynamics of tropical rainforest fragments: a prospective comparison of fragments and continuous forest. *BioScience*, 42(11): 859-866.

Borcard D, Gillet F & Legendre P. 2011. *Numerical ecology with R*. New York: Springer Verlag. 306 p.

Broadbent EN, Asner GP, Keller M, Knapp DE, Oliveira PJC & Silva JN. 2008. Forest fragmentation and edge effects from deforestation and selective logging in the Brazilian Amazon. *Biological Conservation*, 140: 142-155.

Butterill PT & Novotny V. 2015. Gall forming insects in a lowland tropical rainforest: low species diversity in an extremely specialised guild. *Ecological Entomology*, 40(4): 409-419.

Carneiro MAA, Branco CSA, Braga CED, Almada ED, Costa MBM, Maia VC & Fernandes GW. 2009. Are gall midge species (Diptera, Cecidomyiidae) host-plant specialists? *Revista Brasileira de Entomologia*, 53(3): 365-378.

Carvalho-Fernandes SP, Almeida-Cortez J & Ferreira ALN. 2012. Riqueza de galhas entomógenas em áreas antropizadas e preservadas de caatinga. *Revista Árvore*, 2: 269-277.

Conama – Conselho Nacional do Meio Ambiente. 1994. Resolução n.º 4, de 4 de maio de 1994. Define vegetação primária e secundária nos estágios inicial, médio e avançado de regeneração da mata atlântica, a fim de orientar os procedimentos de licenciamento de atividades florestais em Santa Catarina. *Diário Oficial da União*, 114: 8877-8878. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=145>. Acesso em novembro/2016.

Dalbem RV & Mendonça Júnior MS. 2006. Diversity of galling arthropods and host plants in a subtropical forest of Porto Alegre, Southern Brazil. *Neotropical Entomology*, 35: 616-624.

De Walt SJ, Maliakal SK & Denslow JS. 2003. Changes in vegetations structure and composition along a tropical forest chronosequence: implications for wildlife. *Forest Ecology and Management*, 182: 139-151.

Espírito-Santo MM & Fernandes GW. 2007. How many species of gall-inducing insects are there on earth, and where are they? *Annals of the Entomological Society of America*, 100: 95-99.

Ewers RM & Banks-Leite C. 2013. Fragmentation impairs the microclimate buffering effect of tropical forests. *PLoS One*, 8(3): e58093.

Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA & Meira Neto JAA (Eds.). 2011. *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de casos*. v. I. Viçosa: Editora UFV. 556 p.

Fernandes GW, Almada ED & Carneiro MAA. 2010. Gall-inducing insect species richness as indicators of forest age and health. *Environmental Entomology*, 39(4): 1134-1140.



Fernandes GW, Paula AS & Loyola Júnior R. 1995. Distribuição diferencial de insetos galhadores entre habitats e seu possível uso como bioindicadores. *Vida Silvestre Neotropical*, 4(2): 133-139.

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

Gagné RJ & Jaschhof M. 2014. Catalog of the Cecidomyiidae (Diptera) of the world. 3. ed. Digital version 2. 493 p. Disponível em: [http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/80420580/Gagne\\_2014\\_World\\_Cecidomyiidae\\_Catalog\\_3rd\\_Edition.pdf](http://www.ars.usda.gov/SP2UserFiles/Place/80420580/Gagne_2014_World_Cecidomyiidae_Catalog_3rd_Edition.pdf). Acesso em novembro/2016.

Gascon C, Willianson GB & Fonseca GAB. 2000. Receding forest edges and vanishing reserves. *Science*, 288: 1356-1358.

Giulietti AM, Harley RM, Queiroz LP, Wanderley MGL & Van Der Berg C. 2005. Biodiversity and conservation of plant in Brazil. *Conservation Biology*, 19(3): 632-639.

Gonçalves-Alvim SJ & Fernandes GW. 2001. Comunidades de insetos galhadores (Insecta) em diferentes fisionomias do cerrado em Minas Gerais, Brasil. *Revista Brasileira de Zoologia*, 18: 289-305.

González E, Salvo A & Valladares G. 2016. Natural vegetation cover in the landscape and edge effects: differential responses of insect orders in a fragmented forest. *Insect Science*. doi: 10.1111/1744-7917.12377.

Grandez-Ríos JM, Bergamini LL, Araújo WS, Villalobos F & Almeida-Neto M. 2015. The effect of host-plant phylogenetic isolation on species richness, composition and specialization of insect herbivores: a comparison between native and exotic hosts. *PLoS One*, 10(9): e0138031.

Guimarães CDC, Viana JPR & Cornelissen T. 2014. A meta-analysis of the effects of fragmentation on herbivorous insects. *Environmental Entomology*, 43: 537-545.

Haddad NM, Brudwig LA, Clobert J, Davies KF, Gonzalez A, Holt RD, Lovejoy TE, Sexton JO, Austin MP, Collins CD, Cook WM, Damschen EI, Ewers RM, Foster BL, Jenkins CN, King AJ, Laurance WF, Levey

DJ, Margules CR, Melbourne BA, Nicholls AO, Orrock JL, Song D & Towshend JR. 2015. Habitat fragmentation and its lasting impact on Earth's ecosystems. *Science Advances*, 1(2): e1500052.

Hammer Ø, Harper DAT & Ryan PD. 2001. Past: paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia Electronica*, 4(1): 1-9. Disponível em: [http://palaeo-electronica.org/2001\\_1/past/issue1\\_01.html](http://palaeo-electronica.org/2001_1/past/issue1_01.html). Acesso em novembro/2016.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2012. Manual técnico da vegetação brasileira. 2. ed. São Paulo: IBGE.

Isaias RMS, Carneiro RGS, Oliveira DC & Santos JC. 2013. Illustrated and annotated checklist of Brazilian gall morphotypes. *Neotropical Entomology*, 42: 230-239.

JBRJ – Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2016. Lista de espécies da flora do Brasil. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em novembro/2016.

Julião GR, Amaral MEC, Fernandes GW & Oliveira EG. 2004. Edge effect and species-area relationships in the gall-forming insect fauna of natural forest patches in the Brazilian pantanal. *Biodiversity and Conservation*, 13(11): 2055-2066.

Julião GR, Fernandes GW, Negreiros D, Bedê L & Araújo, RC. 2005. Insetos galhadores associados a duas espécies de plantas invasoras de áreas urbanas e peri-urbanas. *Revista Brasileira de Entomologia*, 49:97-106.

Julião GR, Venticinque EM, Fernandes GW & Price PW. 2014. Unexpected high diversity of galling insects in the Amazonian upper canopy: the savanna out there. *PLoS One* 9(12): e114986.

Kelch N, Neves FS, Fernandes GW & Wirth R. 2016. Mechanisms driving galling success in a fragmented landscape: synergy of habitat and top-down factors along temperate forest edges. *PLoS One*, 11(6): e0157448.

Knie JLW. 2002. Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Baía da Babitonga. Florianópolis: Fatma/GTZ.

Laurance WF, Camargo JLC, Luizão RCC, Laurance SG, Pimm SL, Bruna EM, Stouffer PCG, Willianson B, Benítez-Malvido J, Vasconcelos HL, Van Houtan KS, Zartman CE, Boyle SA, Didham RK, Andrade A & Lovejoy TE. 2011. The fate of Amazonian forest fragments: a 32-year investigation. *Biological Conservation*, 144: 56-67.

Lima RAF, Mori DP, Pitta G, Melito MO, Bello C, Magnago LF, Zwiener VP, Saraiva DD, Marques MCM, Oliveira AA & Prado PI. 2015. How much do we know about the endangered atlantic forest? Reviewing nearly 70 years of information on tree community surveys. *Biodiversity Conservation*, 24(9): 2135-2148.

Magnago LFS, Edwards DP, Edwards FA, Magrach A, Martins SV & Laurance WF. 2014. Functional attributes change but functional richness is unchanged after fragmentation of Brazilian atlantic forests. *Journal of Ecology*, 102(2): 475-485.

Magnago LFS, Rocha MF, Meyer L, Martins SV & Meira-Neto JAA. 2015. Microclimatic conditions at forest edges have significant impacts on vegetation structure in large Atlantic forest fragments. *Biodiversity and Conservation*, 24(9): 2305-2318.

Magurran AE. 2013. *Medindo a diversidade biológica*. Curitiba: Editora UFPR. 261 p.

Mani MS. 1964. *Ecology of plant galls*. 1 ed. The Hague: Springer Science. 434 p.

Martinez JI, Mokady O & Wool D. 2005. Patch size and patch quality of gall-inducing aphids in a mosaic landscape in Israel. *Landscape Ecology*, 20(8): 1013-1024.

Matteucci SD & Colma A. 1982. *Metodologia para el studio de la vegetación*. Washington: General Secretariat of the Organization of American States.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2010. *Mata atlântica: patrimônio nacional dos brasileiros*. Brasília: MMA. 408 p. (Biodiversidade, 34).

Morán-López T, Fernández M, Alonso CL, Flores-Rentería S, Valladares F & Díaz M. 2015. Effects of forest fragmentation on the oak-rodent mutualism. *Oikos*, 124(11): 1482-1491.

Morel JD, Pereira JAA, Santos RM, Machado ELM & Marques JJ. 2016. Diferenciação da vegetação arbórea de três setores de um remanescente florestal relacionada ao seu histórico de perturbações. *Ciência Florestal*, 26(1): 81-93.

Moreira RG, Fernandes GW, Almada ED & Santos JC. 2007. Gallling insects as bioindicators of land restoration in an area of Brazilian atlantic forest. *Lundiana*, 8: 107-112.

Morellato LPC & Haddad CFB. 2000. Introduction: the Brazilian atlantic forest. *Biotropica*, 32: 786-792.

Moro MF & Martins FR. 2011. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. *In*: Felfili JM, Eisenlohr PV, Melo MMRF, Andrade LA & Meira Neto JAA (Orgs.). *Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso*. v. 1. Viçosa: Editora UFV. pp. 174-212.

Neves FS, Silva JO, Espírito-Santo MM & Fernandes GW. 2014. Insect herbivores and leaf damage along successional and vertical gradients in a tropical dry forest. *Biotropica*, 46(1): 14-24.

Olsoy PJ, Zeller KA, Hickie JA, Quigley HB, Rabinowitz AR & Thornton DH. 2016. Quantifying the effects of deforestation and fragmentation on a range-wide conservation plan for jaguars. *Biological Conservation*, 203: 8-16.

Portugal-Santana A & Isaias RMS. 2014. Gallling insects are bioindicators of environmental quality in a conservation unit. *Acta Botanica Brasilica*, 28: 594-608.

Ribeiro MC, Martensen AC, Metzger JP, Tabarelli M, Scarano FR, Fortin M. 2011. The Brazilian atlantic forest: a shrinking biodiversity hotspot. *In*: Zachos FE & Habel JC (Eds.). *Biodiversity hotspots*. Heidelberg: Springer. pp. 405-434.

Scarano FR & Ceotto P. 2015. Brazilian atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change. *Biodiversity and Conservation*, 24: 2319-2331.

Shorthouse JD, Wool D & Raman A. 2005. Gall-inducing insects – nature’s most sophisticated herbivores. *Basic and Applied Ecology*, 6: 407-411.

Silva PSD, Knoechelmann CM, Tabarelli M & Almeida-Cortez JS. 2011. Richness of gall morphospecies along a secondary successional gradient of atlantic forest in northeastern Brazil. *Revista Brasileira de Biociências*, 9(3): 270-277.

Souza DG, Santos BA, Wirth R, Leal IR & Tabarelli M. 2013. Community-level patterns of insect herbivory in a fragmented atlantic forest landscape. *Environmental Entomology*, 42(3): 430-437.

Souza DG, Santos JC, Oliveira MA, Tabarelli M. 2016. Shifts in plant assemblages reduce the richness of galling insects across edge-affected habitats in the atlantic forest. *Environmental Entomology*, 45(5): 1161-1169.

Stone GN & Schonrogge K. 2003. The adaptive significance of insect gall morphology. *Trends in Ecology and Evolution*, 86: 512-522.

Tabarelli M, Lopes AV & Peres CA. 2008. Edge-effects drive forest fragments towards an early-successional system. *Biotropica*, 40: 657-661.

Toma TSP, Fernandes GW, Souza DG, Tabarelli M & Santos JC. 2014. Galling insects as indicators of habitat quality. *In*: Fernandes GW & Santos JC (Eds.). *Neotropical insect galls*. New York: Springer Verlag. pp. 143-150.

Toma TSP & Mendonça Júnior MS. 2014. Population ecology of galling arthropods in the neotropics. *In*: Fernandes GW & Santos JC (Eds.). *Neotropical insect galls*. New York: Springer Verlag. pp. 69-98.

Wirth R, Meyer ST, Leal IR & Tabarelli M. 2008. Plant herbivore interactions at the forest edge. *Progress in Botany*, 69: 424-442.

Wright MG & Samways MJ. 1998. Insect species richness tracking plant species richness in a diverse flora: gall-insects in the Cape Floristic Region, South Africa. *Oecologia*, 115: 427-433.

A photograph of an industrial facility, possibly a refinery or power plant, during sunset. The sky is filled with a large, billowing plume of white and grey smoke or steam, illuminated by the warm, golden light of the setting sun. In the foreground, the dark silhouettes of industrial structures, including tall towers and walkways with railings, are visible against the bright sky. The overall mood is dramatic and industrial.

# CAPÍTULO 4

# **BIOMONITORAMENTO DA QUALIDADE AMBIENTAL: RESPOSTAS ESTRUTURAIS DE UMA ESPÉCIE ARBÓREA NATIVA SUBMETIDA À POLUIÇÃO ATMOSFÉRICA**

Renata Cavallaro  
João Carlos Ferreira de Melo Júnior<sup>1</sup>  
Mariane Bonatti-Chaves  
André Lourenço Nogueira  
**Universidade da Região de Joinville**

## **INTRODUÇÃO**

A crescente industrialização após a Revolução Industrial é reconhecida como o fator preponderante na degradação ambiental do planeta, gerando impactos como degradação do solo, da água e do ar em escala exponencial (Braga *et al.*, 2002). O atual modelo econômico possui evidentes características de insustentabilidade decorrentes do grau de degradação ambiental gerado. Em curto prazo, alguns poucos são beneficiados com tal modelo econômico, mas em longo prazo todos perdem, tendo em vista as consequências globais das ações decorrentes de desenvolvimento ambientalmente desequilibrado (Martine, 1996).

Normalmente os grandes centros urbanos oferecem condições desfavoráveis para uma qualidade de vida saudável. Isso decorre da crescente poluição provocada pela queima de combustíveis fósseis, trânsito intenso, lançamento de efluentes e/ou resíduos sólidos domésticos e industriais nos rios e solos, emissão de gases poluentes no ar atmosférico e queimadas urbanas (Carneiro, 2004).

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: joao.melo@univille.br.

A exposição ao ar poluído foi incluída entre as principais causas de câncer de pulmão, sendo mais severa que o tabagismo (IARC, 2013) e responsável por mais de 7 milhões de mortes em 2012. Isso significa que uma em cada oito mortes no mundo está relacionada à exposição ao ar contaminado (WHO, 2016). Muitos estudos relacionam a concentração de material particulado, mais especificamente partículas inaláveis grossas ( $MP_{10}$ ) e finas ( $MP_{2,5}$ ) – ou seja, material particulado cujo diâmetro aerodinâmico está entre 10 e  $2,5 \mu\text{m}$  e menor que  $2,5 \mu\text{m}$ , respectivamente (Cetesb, 2001) – com a incidência de doenças respiratórias como asma e pneumonia (Patto *et al.*, 2016).

Um agravante quando se fala de poluição atmosférica é sua capacidade de dispersão no ambiente. Esse tipo de contaminação é percebido em níveis locais, regionais e globais, podendo também ser sentido em áreas vizinhas que, muitas vezes, não abrigam as fontes de emissão (Braga *et al.*, 2002). Além disso, os poluentes lançados no ambiente podem ser bioacumulados por diversos organismos em seus tecidos e órgãos, tornando-se disponíveis e novamente acumulados ao longo das teias tróficas (Almeida, 2009).

Nas plantas, a poluição atmosférica pode ser responsável por sérias injúrias, causando-lhes alterações estruturais e funcionais (Rai, 2016). A extensão em que as funções vitais dos vegetais são afetadas pelos poluentes, e se há danos visíveis, depende de muitos fatores, tanto bióticos como abióticos (Larcher, 2006). As principais injúrias decorrentes da poluição do ar observadas em plantas são: aumento ou diminuição na produção de algumas enzimas (Iqbal *et al.*, 2010); alterações genéticas (Fleck *et al.*, 2016); alterações quantitativas e qualitativas de metabólitos e aumento na concentração de hormônios vegetais relacionados ao estresse (Wannaz *et al.*, 2003); aumento ou diminuição da respiração e distúrbios na fotossíntese (Gerosa *et al.*, 2003); alterações na abertura e no fechamento estomático (Pina & Moraes, 2010) e alterações anatômicas na epiderme, nos tecidos vasculares e fotossintetizantes (Arrivabene *et al.*, 2015). Por conseguinte, essas alterações levam a sintomas como clorose e necrose em tecidos e órgãos, que podem evoluir, levando o indivíduo à morte (Manning & Feder, 1980).

Em decorrência dessas alterações, organismos ou comunidades de organismos que reagem de forma previsível e quantificável às perturbações ambientais, por meio de alterações estruturais, funcionais e químicas, podem ser usados como bioindicadores para



avaliação ou monitoramento de mudanças no ambiente (Arndt & Schweizer, 1991).

Vários estudos têm demonstrado os efeitos negativos dos poluentes sobre os vegetais por intermédio do método de biomonitoramento passivo, no qual se utilizam populações de organismos residentes nas áreas fonte da poluição (Melo Júnior *et al.*, 2014). O biomonitoramento é uma técnica bastante empregada atualmente na identificação da qualidade do ar nos grandes centros urbanos. Portanto, pesquisas de biomonitoramento da qualidade ambiental se fazem necessárias em relação à degradação do meio ambiente para prever as consequências da poluição sobre os organismos vivos e gerar ações mitigadoras destinadas à redução da emissão de poluentes atmosféricos (Silva, 2011).

Entre os principais programas de biomonitoramento no mundo, destacam-se o Programa de Biomonitoramento do Ozônio, realizado pelo Forest Inventory and Analysis, que monitora o impacto do ozônio troposférico em áreas florestais; o Air Quality Biomonitoring Program on National Forests of Northwest Oregon and Southwest Washington, que emprega líquens e musgos para detectar e descrever o impacto dos poluentes atmosféricos na região e determinar o potencial bioindicador desses organismos; e o EuroBionet, rede europeia para a avaliação da qualidade do ar usando plantas bioindicadoras (Pedroso, 2007).

No Brasil ainda não há programas de biomonitoramento desse escopo, porém existem grupos de pesquisa que usam espécies nativas de plantas para avaliar o efeito da poluição atmosférica em algumas localidades do país, como Salvador/BA (Lima *et al.*, 2000; Klumpp *et al.*, 2003), São Paulo/SP (Alves, 1995; Domingos *et al.*, 1998; Batalha *et al.*, 1999; Ferreira *et al.*, 2000; Guimarães *et al.*, 2000; Alves *et al.*, 2001; Domingos *et al.*, 2002; Moraes *et al.*, 2002; Alves *et al.*, 2003; Pedroso, 2007; Santos *et al.*, 2014), Taubaté/SP (Teixeira & Barbério, 2012), Ribeirão Preto/SP (Santos, 2012), Viçosa/MG (Prado-Filho, 1993; Chaves *et al.*, 2002; Silva *et al.*, 2005), Dourados/MS (Crispim *et al.*, 2014), Curitiba/PR (Alves, 2001; Bujokas, 2001; Maranhão *et al.*, 2006) e Joinville/SC (Melo Júnior *et al.*, 2014).

Por meio do método de biomonitoramento passivo, o estudo de caso apresentado neste trabalho teve como objetivo avaliar o efeito da poluição atmosférica urbana sobre populações nativas de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae). Tem-se como hipótese que a maior concentração de material particulado pode ser encontrada

na superfície de folhas de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) localizadas em área de maior atividade industrial, podendo-se observar maior ocorrência de injúrias em indivíduos situados em áreas poluídas.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

Localizada na Região Sul do país e considerada o maior polo industrial do estado de Santa Catarina, a cidade de Joinville conta com mais de 1.400 indústrias dos setores metal-mecânico, têxtil, plástico, metalúrgico, químico e farmacêutico (Ippuj, 2014). De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região é do tipo mesotérmico, úmido, sem estação seca definida (Cfa), com umidade relativa média anual do ar de 76,04%. A temperatura média anual é de 22,63°C, sendo a média das máximas 27,18°C e a média das mínimas de 18,91°C. Em janeiro, o mês mais quente, a temperatura média fica em torno de 25°C; em julho, o mês mais frio, a temperatura média é de 17°C. As chuvas são abundantes durante todo o ano, mas ocorrem com maior frequência no verão. Todo o território pertence ao domínio da mata atlântica, com mais de 60% de sua área coberta pela floresta ombrófila densa (cerca de 680 km<sup>2</sup>), a qual assume características diferenciadas conforme a altitude, o clima e o tipo de solo da região. Esse tipo de vegetação, que cobria originalmente quase toda a extensão do município, atualmente está restrito a morros, montanhas, serras e alguns remanescentes de floresta ombrófila densa de terras baixas isolados no maciço urbano (Ippuj, 2014).

Para o presente estudo, foram selecionadas duas áreas amostrais (figura 1): 1) área poluída: zona industrial da cidade de Joinville, localizada no início da encosta do morro do Boa Vista e situada nas coordenadas geográficas 26°17'25.77"S e 48°48'50.95"W. É a mais antiga zona industrial da cidade, com 1.208.000 m<sup>2</sup>, e abriga a principal indústria metal-mecânica da região, a qual atua no local desde a década de 1950 (Ippuj, 2014) (figura 2); 2) área controle: remanescente florestal em estágio sucessional avançado de regeneração, limítrofe do perímetro urbano da cidade, localizado no bairro Itinga nas coordenadas geográficas 26°22'50.26"S e 48°48'27.95"W. Não possui nenhuma indústria em seu entorno (figura 2).

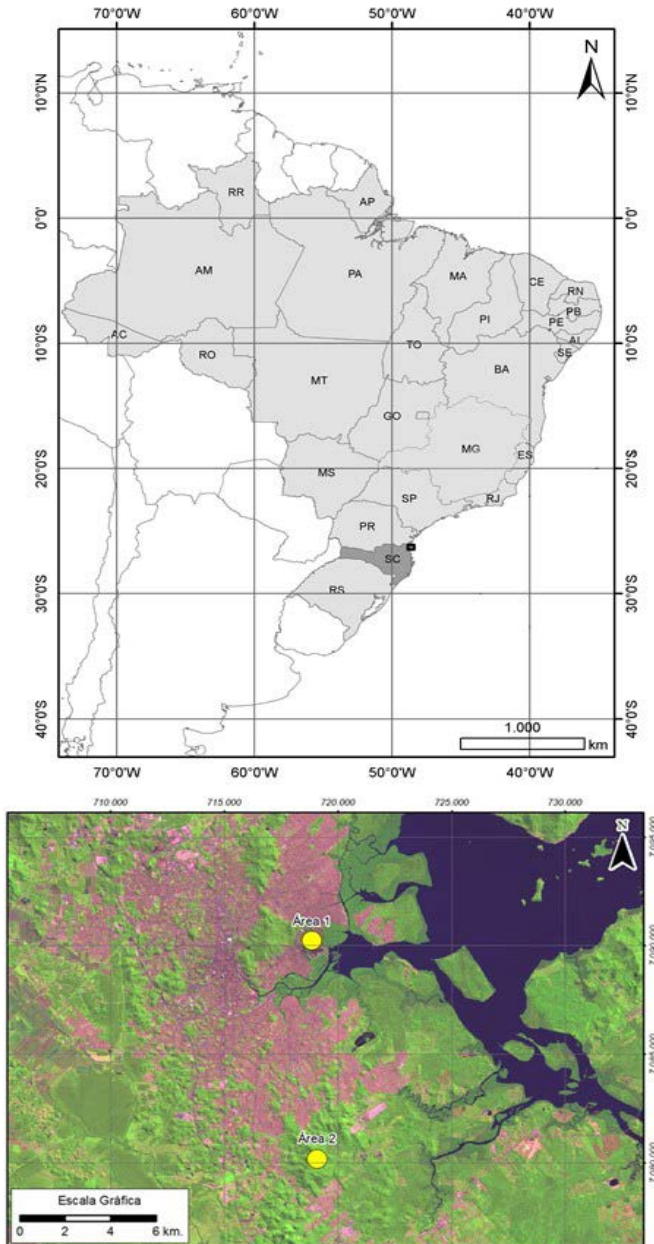


Figura 1. Localização espacial da área de estudo no município de Joinville, SC. Área 1) poluída, localizada na zona industrial da cidade, no início da encosta do morro do Boa Vista; área 2): controle, remanescente florestal do Ronco d'Água, bairro Itinga.

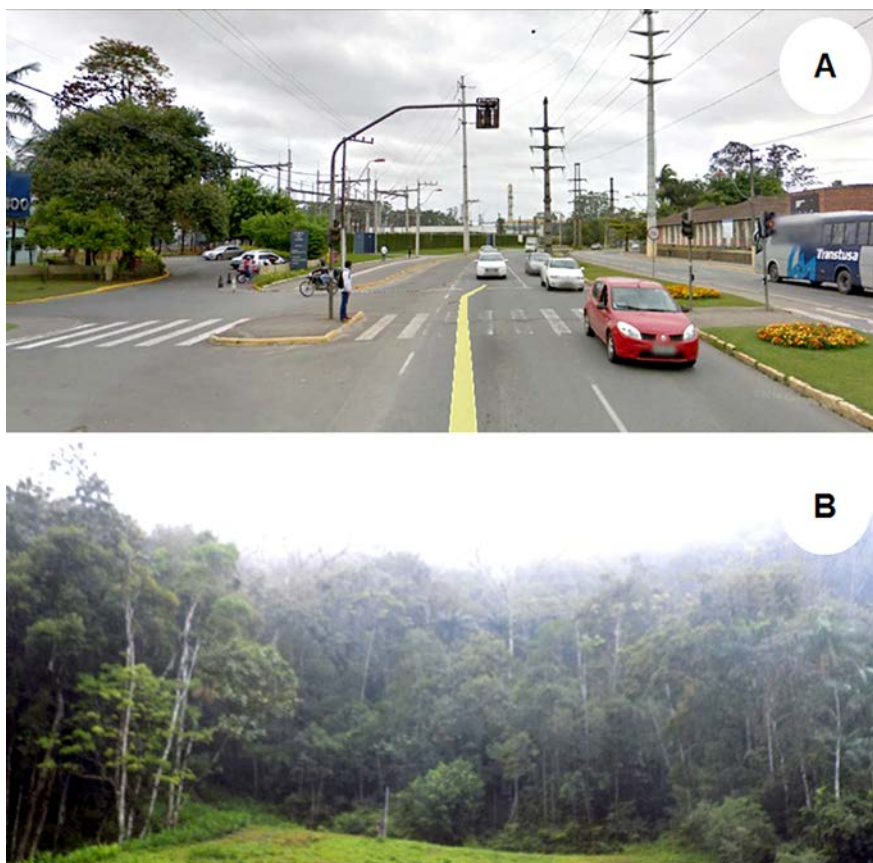


Figura 2. Vista geral das áreas de estudo no município de Joinville, SC. Legenda: A) área poluída; B) área controle.

### A espécie em estudo

A espécie *Inga edulis* Mart., conhecida popularmente como ingá-verdadeiro e pertencente à família Fabaceae, é uma árvore nativa, pioneira, perenifólia, de crescimento rápido e tolerante a inundação (figura 3). Pode ser encontrada no dossel e no sub-bosque das florestas. De copa umbeliforme larga, moderadamente densa e composta por dois nítidos estratos, atinge até 30 m de altura e 60 cm de diâmetro. Possui folhas compostas paripinadas de raque alada, com 4-6 pares de folíolos de 4-8 cm de comprimento (basais) e 12-18 cm (terminais), pecíolos cilíndricos e nectário

extrafloral entre cada par de folíolos (Possette & Rodrigues, 2010). Floresce de outubro a janeiro, e seus frutos são fonte nutricional para pássaros e primatas (Lorenzi *et al.*, 2006). *I. edulis* Mart. é encontrada em diversos ambientes, desde o nível do mar até altitudes de 3.000 m, ocorrendo em toda a zona tropical úmida, desde 24° N no México até 34° S no Uruguai (Pennington, 1997).



Figura 3. Espécie *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) utilizada no biomonitoramento. Legenda: A) aspecto geral da árvore; B) detalhe dos ramos e das folhas.

## Coleta e análise de material botânico

Em cada uma das áreas foram selecionados cinco indivíduos de *Inga edulis*, totalizando um grupo amostral de dez plantas. Para a mensuração de atributos funcionais morfoanatômicos e do material particulado depositado sobre a planta, coletaram-se 30 folhas da copa externa de cada indivíduo amostral, fixadas do 3.º ao 5.º nó, completamente expandidas e sem lesões provocadas por herbívoros. Em função de a espécie em estudo possuir folha composta, o folíolo mediano foi interpretado como uma folha simples para todas as análises efetuadas (Bongers & Popma, 1990). Todas as coletas foram realizadas na mesma estação do ano.

A análise morfológica, baseada em 20 folhas por indivíduo (N=100), considerou os atributos de massa fresca (g), obtida em balança analítica; massa seca (g), obtida em balança analítica após secagem a 70°C em estufa de circulação de ar por 72 horas; área foliar (cm<sup>2</sup>), obtida por meio do *software* Sigma Scan Pro 5.0; e área específica foliar (cm<sup>2</sup>.g<sup>-1</sup>), calculada pela razão entre a área foliar e a massa seca (Witkowski & Lamont, 1991).

Observações anatômicas, baseadas em cinco folhas por indivíduo (N=25), foram feitas com folhas fixadas em solução FAA 70 (formol, ácido acético e álcool etílico) e posteriormente armazenadas em álcool etílico 70%. Foram confeccionadas lâminas histológicas semipermanentes a partir de secções transversais do terço médio da lâmina foliar, clarificadas em hipoclorito de sódio e montadas em água glicerizada (Kraus & Arduin, 1997). Observações foram feitas em microscópio óptico *Olympus* CX 31, e as medições da espessura da epiderme das faces adaxial + cutícula (µm) e abaxial + cutícula (µm), parênquima paliçádico (µm), parênquima lacunoso (µm) e espessura total do limbo (µm) foram tomadas no *software* Dino Eye 2.0.

Obtiveram-se fotomicrografias no mesmo equipamento (microscópio óptico *Olympus* CX 31), por meio de lâminas permanentes de secções transversais do terço médio da lâmina foliar emblocada em parafina, corada com fucsina básica e montada em resina sintética (Paiva *et al.*, 2006).

## Coleta e análise de material particulado

Para a determinação da massa de material particulado (MP,  $\text{mg}\cdot\text{cm}^{-2}$ ) depositado por unidade de área, utilizaram-se cinco folhas de cada indivíduo das duas áreas amostrais ( $N=25$ ). A massa foi obtida com auxílio de balança analítica pela subtração entre a massa seca foliar e a massa seca foliar após a limpeza da superfície foliar. Fez-se a limpeza da folha com algodão, pinça e pincel, para total remoção de material particulado depositado em sua superfície. A área foliar ( $\text{cm}^2$ ) foi obtida por meio do *software* Sigma Scan Pro 5.0 (Reis, 2014). O registro visual do MP depositado sobre a folha foi realizado por microscopia eletrônica de varredura (MEV) a partir de material foliar desidratado. Após secagem via ponto crítico e metalização a vácuo por carbono, a superfície adaxial da epiderme foliar foi observada e fotografada em microscópio eletrônico de varredura JEOL JSM 670F.

## Análise estatística

Para cada atributo analisado, calcularam-se a média e o desvio-padrão. A comparação das médias dos atributos analisados foi efetuada por intermédio do teste t de Student, com  $p < 0,05$ , em ambiente R, após a verificação da normalidade dos dados e homogeneidade das variâncias (Borcard *et al.*, 2011). O teste de correlação de Pearson serviu para verificar possíveis relações entre a concentração de MP e os atributos foliares analisados (Legendre & Legendre, 1998).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Conforme os resultados obtidos, a maior concentração de material particulado foi vista sobre a superfície foliar de *Inga edulis* na população amostral da área poluída em comparação à área controle. Nesta última, a concentração de material particulado variou de 0,09 a 0,24  $\text{mg}/\text{cm}^2$ , sendo o valor médio encontrado de 0,18  $\text{mg}/\text{cm}^2$  (figura 4). Tal valor é aproximadamente 60%

inferior ao encontrado na superfície foliar na população amostral da área poluída. A concentração de material particulado observado na população amostral da área poluída variou de 0,22 a 0,38 mg/cm<sup>2</sup>, sendo o valor médio igual a 0,29 mg/cm<sup>2</sup> (figura 4). A maior prevalência desse tipo de poluente no ar atmosférico na área poluída sugere, por conseguinte, a possível falta de medidas preventivas pelas potenciais fontes de emissão de poluentes, como, por exemplo, instalação de filtros em chaminés, que permitam ao menos reduzir a emissão de MP na atmosfera. Outra hipótese seria o uso de medidas preventivas ineficientes pelas potenciais fontes de emissão de poluentes. Na figura 5 são apresentadas imagens obtidas por microscopia eletrônica de varredura (MEV) do material particulado depositado sobre a folha de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) nas áreas poluída e controle do município de Joinville (figuras 5A e 5B, respectivamente).

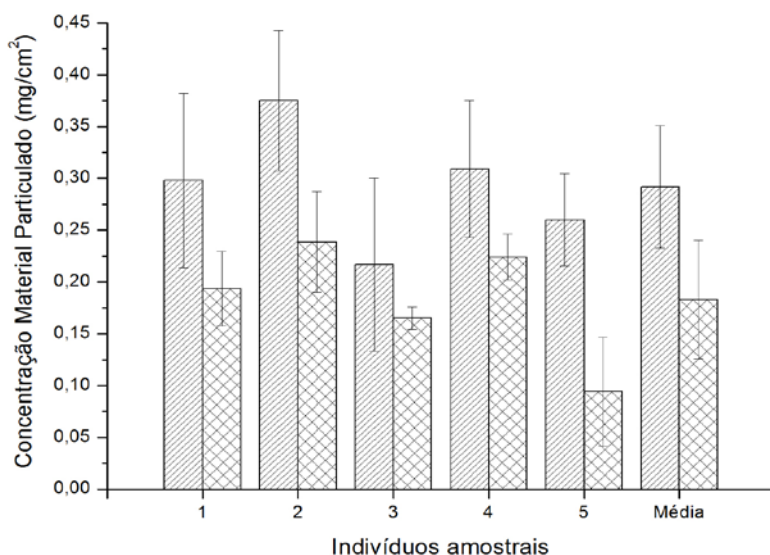


Figura 4. Concentração de material particulado (mg/cm<sup>2</sup>) por indivíduo amostral de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) nas áreas poluída (coluna hachurada) e controle (coluna quadriculada) do município de Joinville, Santa Catarina.



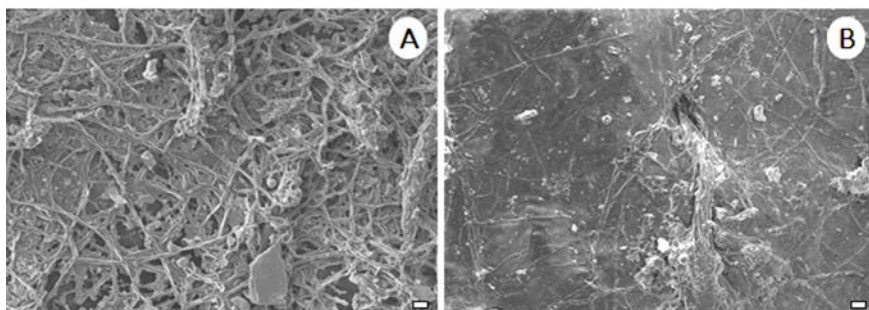


Figura 5. Material particulado depositado sobre a folha de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) nas áreas poluída e controle do município de Joinville, Santa Catarina. Legenda: A) superfície adaxial da epiderme foliar na área poluída; B: superfície adaxial da epiderme foliar na área controle. Barra de escala = 10  $\mu\text{m}$ .

Sob a denominação geral de material particulado, encontra-se um conjunto de poluentes constituídos de poeiras, fumaças e todo o tipo de material sólido e líquido que se mantém suspenso na atmosfera por causa de seu pequeno tamanho. As principais fontes de emissão de material particulado para a atmosfera são: veículos automotores, processos industriais, queima de biomassa, ressuspensão de poeira do solo, entre outros. O material particulado pode também se formar na atmosfera a partir de gases como dióxido de enxofre ( $\text{SO}_2$ ), óxidos de nitrogênio ( $\text{NO}_x$ ) e compostos orgânicos voláteis (COVs), que são emitidos principalmente em atividades de combustão, transformando-se em partículas como resultado de reações químicas no ar. O tamanho das partículas está diretamente associado ao seu potencial em causar problemas à saúde e ao meio ambiente; quanto menores, maiores os efeitos provocados. O material particulado pode ser classificado ainda como partículas totais em suspensão (PTS), partículas inaláveis ( $\text{MP}_{10}$ ) e fumaça (FMC). De forma simplificada, definem-se como PTS aquelas partículas cujo diâmetro aerodinâmico é menor que 50  $\mu\text{m}$ . Uma parte dessas partículas é inalável e pode causar problemas à saúde, enquanto a outra parte pode afetar desfavoravelmente a qualidade de vida da população, interferindo nas condições estéticas do ambiente e prejudicando as atividades normais da comunidade. As partículas inaláveis ( $\text{MP}_{10}$ ) são aquelas

cujo diâmetro aerodinâmico é menor que 10  $\mu\text{m}$ . As partículas inaláveis são classificadas como finas ( $\text{MP}_{2,5}$ ), quando o diâmetro aerodinâmico é menor que 2,5  $\mu\text{m}$ , ou grossas, quando o diâmetro aerodinâmico está entre 2,5 e 10  $\mu\text{m}$ . As partículas finas, em virtude de seu tamanho diminuto, podem atingir os alvéolos pulmonares, enquanto as partículas grossas ficam retidas na parte superior do sistema respiratório. A definição de FMC está associada ao material particulado suspenso na atmosfera que é proveniente dos processos de combustão. O método de determinação da fumaça baseia-se na medida de refletância da luz que incide na poeira (coletada em um filtro), o que confere a esse parâmetro a característica de estar diretamente relacionado ao teor de fuligem na atmosfera (Cetesb, 2001).

Vários autores descreveram o efeito tóxico de poluentes sobre as células vegetais como uma causa importante de desorganização na estrutura celular dos vegetais expostos aos agentes poluidores. Sombreamento, fechamento dos estômatos e diminuição do fluxo de  $\text{CO}_2$  são alguns dos efeitos que a poluição por poeira (ou material particulado) pode causar (Oliveira *et al.*, 2011), resultando na redução da fotossíntese e, como consequência, na diminuição do crescimento vegetal (Pourkhabbaz *et al.*, 2010). Outras alterações fisiológicas e bioquímicas, como mudanças nas atividades enzimáticas e fotossintéticas, também foram relatadas (Pedroso, 2007; Pourkhabbaz *et al.*, 2010). Tais alterações podem resultar em mudanças na cutícula e na produção de ceras epicuticulares (Sant'Anna-Santos & Azevedo, 2010), na proporção e arranjo das células e espaços do mesófilo (Alves *et al.*, 2008; Sant'Anna-Santos & Azevedo, 2010), na ocorrência de necrose, clorose e na queda de folhas (Lima, 2001).

Reis (2014) avaliou a concentração de material particulado atmosférico depositado na superfície foliar de *Pachira aquatica* Aubl. (Malvaceae), conhecida vulgarmente como monguba, localizada em diferentes distâncias (100, 200 e 300 m) a partir do eixo da BR-153, situada no perímetro urbano de Goiânia. O valor mais alto verificado foi 19,1  $\mu\text{g}/\text{mm}^2$  (1,9  $\text{mg}/\text{cm}^2$ ), não sendo possível observar diferenças estatisticamente significativas nas concentrações de material particulado depositado na superfície foliar de monguba das diferentes localizações. Tal valor é 6,5 vezes

superior ao encontrado no presente trabalho para a área poluída (valor médio igual a 0,29 mg/cm<sup>2</sup>). Diferenças estatisticamente expressivas foram observadas pelo autor para a concentração de material particulado depositado entre os períodos seco e chuvoso, sendo a menor concentração no período de maior incidência de chuva.

Alves *et al.* (2008) estudaram a estrutura foliar de exemplares de *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae) encontrados em área rural, isentos de poluentes aéreos urbanos, e de exemplares encontrados em dois pontos da cidade de São Paulo: canteiro central da Avenida dos Bandeirantes (concentração de material particulado atmosférico igual a 48 µg/m<sup>3</sup>), com tráfego veicular intenso, portanto com alta carga de poluentes primários, e no Parque Estadual das Fontes do Ipiranga (PEFI), submetido a altas concentrações de poluentes secundários. As folhas coletadas no meio urbano mostraram menores dimensões, menor espessura do mesofilo, maior densidade estomática e maior quantidade de cristais. A espessura do parênquima lacunoso sofreu redução nas plantas do ambiente urbano em comparação às do ambiente rural. Observou-se que as folhas submetidas a poluentes secundários apresentaram menor espessura.

Estudo com a espécie *Abarema* sp. (Fabaceae) indicou que a deposição de material particulado limita as trocas gasosas nas folhas dos indivíduos e gera limitação da atividade fotossintética. Pereira *et al.* (2010) notaram maior transpiração foliar, assim como menor resistência estomática, em folíolos de *Abarema* sp. sem a presença de material particulado depositado em sua superfície. A camada de material particulado impõe uma barreira mecânica, reduzindo a difusão de gás carbônico e atenuando a incidência luminosa sobre a folha. O gás carbônico é fonte essencial para a produção de carboidratos, por isso a limitação dele compromete o crescimento (Taiz & Zeiger, 2002). Por outro lado, a luz é fundamental para a ocorrência das trocas gasosas, pois estimula a abertura estomática e promove a excitação eletrônica nos fotossistemas, o que desencadeia o processo da fotossíntese (Larcher, 1986; Taiz & Zeiger, 2002), mecanismo este prejudicado em função do bloqueio da luz pela deposição de material particulado sobre a superfície

foliar. A deficiência na produção fotossintética, desencadeada pela obstrução dos estômatos e pela redução da captação da radiação luminosa, reflete a baixa capacidade de alocação de recursos pelo vegetal e reduz o seu crescimento. Morfologicamente, tal relação também foi constatada nas populações de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae), estudada no presente trabalho, por meio dos atributos de massa fresca e seca, além da área foliar (tabela 1). Folhas com área reduzida, menor biomassa acumulada e menor retenção de água foram verificadas na área poluída em comparação à área controle.

Tabela 1. Valores médios e respectivos desvios-padrão dos atributos morfoanatômicos das populações de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) nas áreas poluída e controle do município de Joinville, Santa Catarina. Letras distintas nas linhas indicam diferença estatística significativa, com  $p < 0,05$ .

<b>Atributos</b>	<b>Área poluída</b>	<b>Área controle</b>
Massa fresca (g)	0,46 ± 0,13 <sup>b</sup>	0,74 ± 0,20 <sup>a</sup>
Massa seca (g)	0,22 ± 0,05 <sup>b</sup>	0,34 ± 0,10 <sup>a</sup>
Área foliar (cm <sup>2</sup> )	21,17 ± 5,73 <sup>b</sup>	29,71 ± 9,21 <sup>a</sup>
Área específica foliar (cm <sup>2</sup> /g)	98,31 ± 13,22 <sup>a</sup>	86,92 ± 16,94 <sup>b</sup>
Epiderme adaxial (µm)	14,77 ± 5,36 <sup>b</sup>	17,52 ± 5,90 <sup>a</sup>
Epiderme abaxial (µm)	17,7 ± 5,38 <sup>a</sup>	16,19 ± 5,67 <sup>b</sup>
Parênquima paliçádico (µm)	77,99 ± 30,2 <sup>b</sup>	103,33 ± 33,4 <sup>a</sup>
Parênquima lacunoso (µm)	86,87 ± 35,3 <sup>b</sup>	104,37 ± 45,8 <sup>a</sup>
Limbo (µm)	184,00 ± 65,9 <sup>b</sup>	223,54 ± 79,3 <sup>a</sup>

Santos (2012) avaliou a poluição atmosférica em três regiões urbanas de Taubaté por meio da relação de parâmetros ambientais como MP<sub>10</sub>, NO<sub>2</sub>, O<sub>3</sub>, temperatura, umidade relativa do ar, precipitação e radiação solar com parâmetros fisiológicos, anatômicos, de crescimento e de composição química foliar de mudas de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) e *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt (Commelinaceae). Os resultados indicaram que os níveis de poluentes atmosféricos no município comprometeram a capacidade fotossintética das plantas, afetando

de modo significativo o seu crescimento. Em geral, as plantas expostas na região central apresentaram maior fotoinibição, menor teor de clorofila total, menor atividade específica da SOD (enzima superóxido dismutase), menor espessura foliar, menor AFE (área foliar específica), menor produção de biomassa e maior acúmulo foliar de elementos químicos relacionados à poluição atmosférica. O autor notou ainda maior efeito genotóxico, durante a formação de gametas em *T. pallida* (Rose) D. R. Hunt (Commelinaceae), em plantas expostas nessa região, caracterizada por intenso fluxo de veículos.

Pesquisas com o uso de bioindicadores vegetais como método complementar de monitoramento da contaminação atmosférica evidenciaram em seus resultados que as alterações mais frequentes ocorrem nas folhas, o que inclui a abscisão foliar. No entanto outras alterações, como redução de crescimento, mudanças nos padrões de floração ou ainda na frequência e abundância de populações quando expostas a poluentes atmosféricos, também são verificadas (Klumpp *et al.*, 1996; Klumpp *et al.*, 2003; Burger, 2006).

Os atributos morfológicos foliares evidenciaram maiores valores na área controle. A mesma tendência foi acompanhada pelos atributos anatômicos, exceto para a espessura da face abaxial da epiderme. Uma relação inversamente proporcional foi identificada para o atributo da área específica foliar (AEF), com valor médio mais elevado na população da área poluída (tabela 1). Esses dados sugerem que os indivíduos localizados na área com maior concentração de material particulado, por serem mais suscetíveis a essa nociva condição ambiental, tendem a fazer maior investimento na manutenção do corpo vegetal, uma vez que os tecidos fotossintetizantes são os primeiros a sofrer injúria pelos poluentes. Já na área controle os indivíduos tendem a investir mais em crescimento.

Os tecidos parenquimáticos clorofilianos (paliçádico e lacunoso) que compõem o mesofilo, assim como a espessura total do limbo, apresentaram maior valor médio para os indivíduos da área controle (tabela 1), resultante do maior incremento dos parênquimas paliçádico e lacunoso em relação a volume, tamanho celular e número de camadas celulares desses tecidos.

Malhotra & Blauel (1977), examinando acículas de *Pinus* sp. (Pinaceae) submetidas a  $SO_2$ , verificaram o aparecimento de rupturas nas membranas dos cloroplastos, sendo tais rupturas mais severas em acículas velhas do que em folhas jovens. Assim, acredita-se que o menor investimento em produção fotossintética sugerido para indivíduos de *I. edulis* Mart. (Fabaceae) situados na área poluída possa também estar ligado a um processo similar de degeneração de tecidos fotossintetizantes e à subsequente fotoinibição. Resultados equivalentes foram encontrados em plantas de *Tibouchina pulchra* Cogn. (Melastomataceae) e *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt (Commelinaceae) expostas a níveis elevados de poluição do ar, as quais tiveram a capacidade fotossintética comprometida, afetando significativamente o seu crescimento (Santos, 2013).

No presente estudo, de acordo com as imagens da figura 6, observaram-se folhas mais delgadas nos indivíduos da área potencialmente poluída, enquanto folhas mais espessas ocorreram nas plantas da área controle. Respectivas diminuições e aumentos na espessura do mesofilo foram decorrentes do menor ou maior desenvolvimento dos tecidos fotossintetizantes (tabela 1, figura 6), corroborando a relação observada entre o aumento da concentração de poluentes e a diminuição na espessura do mesofilo e do limbo (Alves *et al.*, 2001; Reig-Armiñana *et al.*, 2004).

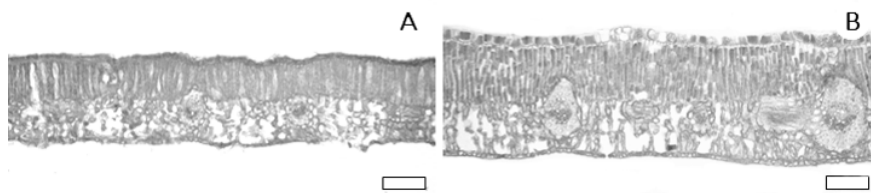


Figura 6. Estrutura anatômica foliar de *Inga edulis* Mart. (Fabaceae) nas áreas poluída (A) e controle (B) do município de Joinville, Santa Catarina. Barra de escala = 200  $\mu$ m.

A diminuição da espessura da folha de espécies sensíveis, quando comparadas às tolerantes à poluição atmosférica, pode ser consequência apenas da diminuição da espessura do parênquima

paliçádico, enquanto o parênquima lacunoso não sofre alteração (Bennett *et al.*, 1992), o que não foi observado em *I. edulis* Mart. (Fabaceae), em função da redução no parênquima lacunoso. Embora seja possível que a redução dos tecidos fotossintetizantes acarrete declínio na produção fotossintética, ela dificulta o deslocamento de gases poluentes nos tecidos do mesofilo, em virtude da redução dos espaços intercelulares, como visto em híbridos de *Tradescantia* (Commelinaceae) (Alves *et al.*, 2001).

Estudos com *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn. (Melastomataceae) demonstraram que as variações estruturais observadas nas plantas localizadas em áreas poluídas derivaram das injúrias provocadas pela presença de gases poluentes na atmosfera, destacando-se, além da diminuição da espessura do limbo e do mesofilo, menor conteúdo de água e maior investimento em tecidos mecânicos, por causa da degeneração do tecido fotossintético e fotoinibição deste (Melo Júnior *et al.*, 2014).

Uma situação inversa foi apresentada pelo atributo da AEF, com maior valor médio para os indivíduos da área poluída, o que indica menor densidade foliar provocada pela redução dos tecidos fotossintéticos no mesofilo das plantas mais expostas aos poluentes. A AEF pode ser afetada diretamente por massa seca, espessura do mesofilo, tecidos de sustentação e teor de água (Meziani & Shipley, 1999), em resposta a diferentes fatores ambientais, e reflete um importante indicador ecológico para a avaliação do desenvolvimento vegetal (Witkowski & Lamont, 1991). Dessa maneira, a redução da captação de luz pela elevada deposição de MP sobre a superfície foliar nos indivíduos da área poluída induz a redução na espessura do limbo, provocada pela diminuição dos tecidos fotossintetizantes no mesofilo, menor densidade foliar e, por conseguinte, maior AEF.

O coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ) entre a concentração de material particulado e os atributos morfoanatômicos foliares avaliados refletiu maior intensidade entre o material particulado e a espessura total do limbo e entre o material particulado e as massas fresca e seca foliar (tabela 2). Essas correlações se

mostraram negativas e de moderadas a alta, indicando que o aumento de uma variável foi acompanhado pela diminuição da outra. Assim, enquanto a concentração de material particulado aumenta na área poluída, a espessura total do limbo e as massas fresca e seca reduzem, evidenciando uma relação inversamente proporcional.

Tabela 2. Correlação de Pearson entre a concentração de material particulado (MP) e os atributos morfoanatômicos foliares de *Inga edulis* (Fabaceae). Legenda: massa fresca (mf), massa seca (ms), área foliar (af), área específica foliar (aef), espessuras da face adaxial da epiderme (epadax), da face abaxial da epiderme (epabax), do parênquima paliçádico (pp), do lacunoso (pl) e total do limbo (lb).

	<b>Atributos morfoanatômicos foliares</b>								
	mf	ms	af	aef	epadax	epabax	pp	pl	lb
MP	r = -0.38	r = -0.42	r = -0.33	r = 0.20	r = -0.25	r = -0.14	r = -0.19	r = -0.22	r = -0.60
p	0.0001	0.0001	0.0001	0.003	0.0002	0.05	0.006	0.001	0.003

Os resultados obtidos neste estudo para *I. edulis* Mart. (Fabaceae) indicam que a poluição atmosférica influencia diretamente o desenvolvimento estrutural da espécie, a qual se mostra uma boa espécie bioindicadora da qualidade ambiental. Atributos morfológicos e anatômicos são afetados na mesma proporção em função da exposição da planta à poluição. As plantas bioindicadoras monitoram de forma muito eficiente a qualidade do ar, além de serem altamente elucidativas ao entendimento dos efeitos da poluição ambiental sobre o desenvolvimento dos seres vivos e, em extensão, sobre a qualidade de vida ambiental e humana. Os resultados de estudos de biomonitoramento com espécies vegetais nativas podem ser utilizados na adoção de políticas públicas voltadas ao controle da emissão de poluentes na atmosfera, além de sensibilizar a população sobre os riscos da poluição para a saúde humana.



## REFERÊNCIAS

- Almeida GW. 2009. Avaliação do potencial bioindicador e fitorremediador de *Salvinia auriculata* Aublet. na presença de cádmio e chumbo. Lavras: UFLA. 72 p.
- Alves ES. 1995. The effects of the pollution on wood of *Cecropia glazioui* (Cecropiaceae). IAWA Journal, 16: 69-80.
- Alves ES, Giusti PM, Domingos M, Saldiva PHN, Guimarães ET & Lobo DJA. 2001. Estudo anatômico foliar do clone híbrido 4430 de Tradescantia: alterações decorrentes da poluição aérea urbana. Revista Brasileira de Botânica, 24: 567-576.
- Alves ES, Pedroso ANV, Domingos M, Guimarães ET & Saldiva PHN. 2003. Biomonitoramento *indoor* do potencial mutagênico do ar em laboratórios e herbário do Instituto de Botânica por meio do bioensaio Trad-MCN. Hoehnea, 30(2): 89-94.
- Alves ES, Tresmondi F & Longui EL. 2008. Análise estrutural de folhas de *Eugenia uniflora* L. (Myrtaceae). Acta Botanica Brasilica, 22(1): 2041-2248.
- Alves V. 2001. Análise dos efeitos dos poluentes de fábrica de cimento em plantas bioindicadoras: *Nicotiana tabacum* L. (Solanaceae) & *Zinnia elegans* Cav. (Asteraceae). Dissertação (Mestrado em Botânica), Universidade Federal do Paraná.
- Arndt U & Schweizer B. 1991. The use of bioindicators for environmental monitoring in tropical and subtropical countries. In: Ellenberg H. *et al.* (Eds.). Biological monitoring: signals from the environment. Vieweg: Eschborn. pp. 199-298.
- Arrivabene HP, Souza IC, Cõ WLO, Conti MM, Wunderlin DA & Milanez CRD. 2015. Effect of pollution by particulate iron on the morphoanatomy, histochemistry, and bioaccumulation of three mangrove plant species in Brazil. Chemosphere, 127: 27-34.
- Batalha JRF, Guimarães ET, Lobo DJA, Lichtenfels AJFC, Deur T, Carvalho H, Alves ES, Bongers F & Popma J. 1999. Leaf characteristics of the tropical rain forest flora of Los Tuxtlas, Mexico. Botanical Gazette, 151: 354-365.

Bennett JP, Rassat P, Berrang P & Karnosky DF. 1992. Relationships between leaf anatomy and ozone sensitivity of *Fraxinus pennsylvanica* Marsh. and *Prunus serotina* Ehrh. *Environmental and Experimental Botany*, 32: 33-41.

Bongers F & Popma J. 1990. Leaf characteristics of tropical rain forest flora of los tuxtlas, Mexico. *The University of Chicago Press Journals*, 151(3): 354-365.

Borcard D, Gillet F & Legendre P. 2011. *Numerical ecology with R*. New York: Springer.

Braga B, Hespanhol I & Conejo JG. 2002. *Introdução à engenharia ambiental: o desafio do desenvolvimento sustentável*. 2 ed. São Paulo: Prentice Hall. 305 p.

Bujokas WM. 2001. O impacto da poeira de cimento em *Schinus terebinthifolius* Raddi. (Anacardiaceae). Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná.

Burger J. 2006. Bioindicators: a review of their use in the environmental literature 1970-2005. *Environmental Bioindicators*, 1(2): 136-144. Disponível em: <http://www.sibi.usp.br/sibi/biblioteca/revista/selecao.php>. Acesso em setembro/2016.

Carneiro RMA. 2004. *Bioindicadores vegetais de poluição atmosférica: uma contribuição para a saúde da comunidade*. Monografia, Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.

Cetesb – Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. 2001. *Relatório de qualidade do ar no estado de São Paulo – poluentes*. São Paulo: Secretaria de Meio Ambiente.

Chaves ALF, Silva EAM, Azevedo AA, Cano MAO & Matsuoka K. 2002. Ação do flúor dissolvido em chuva simulada sobre a estrutura foliar de *Panicum maximum* Jacq. (Colonião) e *Chloris gayana* Kunth. (Capim – Rhodes) – Poacea. *Acta Botanica Brasilica*, 16: 395-406.

Crispim BA, Spósito JCV, Mussury RM, Seno LO & Grisolia AB. 2014. Effects of atmospheric pollutants on somatic and germ cells of *Tradescantia pallida* (Rose) D.R. HUNT cv. purpurea. *Anais da Academia Brasileira de Ciências*, 86(4): 1899-1906.

Domingos M, Bourette C, Klumpp A, Klumpp G & Forti MC. 2002. Impactos de poluição atmosférica sobre remanescentes florestais. In: Bicudo DC, Forti MC & Bicudo CEM (Orgs.). Parque Estadual das Fontes do Ipiranga, unidade de conservação que resiste à urbanização de São Paulo. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. pp. 221-249.

Domingos M, Klumpp A & Klumpp G. 1998. Air pollution impact on the Atlantic forest in the Cubatão, region, SP, Brazil. *Ciência & Cultura*, 50: 230-236.

Ferreira MI, Petrenko H, Lobo DJA, Rodrigues GS, Moreira A & Saldiva PHN. 2000. *In situ* monitoring of the mutagenic effects of the gaseous emissions of a solid waste incinerator in metropolitan São Paulo, Brazil, using the *Tradescantia* Stamen-Hair assay. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50: 1852-1856.

Fleck AS, Moresco MB & Rhoden CR. 2016. Assessing the genotoxicity of traffic-related air pollutants by means of plant biomonitoring in cities of a Brazilian metropolitan area crossed by a major highway. *Atmospheric Pollution Research*, 7(3): 488-493.

Gerosa G, Marzuoli R, Bussotti F, Pancrazi M & Ballarin-Denti A. 2003. Ozone sensitivity of *Fagus sylvatica* and *Fraxinus excelsior* young trees in relation to leaf structure and foliar ozone uptake. *Environmental Pollution*, 125: 91-98.

Guimarães ET, Domingos M, Alves ES, Caldini N, Lobo DJA, Lichtenfels AJFC & Saldiva PHN. 2000. Detection of the genotoxic of air pollutants in around the city of São Paulo (Brazil) with the *Tradescantia micronucleus* (Trad-MCN) assay. *Environmental and Experimental Botany*, 44: 1-8.

IARC – International Agency for Research on Cancer. 2013. Outdoor air pollution a leading environmental cause of cancer deaths. Lyon: WHO.

Ippuj – Instituto de Pesquisa e Planejamento para o Desenvolvimento Sustentável de Joinville. 2014. Joinville: cidade em dados. Joinville. Disponível em: <http://www.ippuj.sc.gov.br/index>. Acesso em abril/2016.

Iqbal Z, Lateef M, Jabbar A & Gilani AH. 2010. *In vivo* anthelmintic activity of *Azadirachta indica* A. Juss seeds against gastrointestinal nematodes of sheep. *Veterinary Parasitology*, 168: 342-345.

Klumpp A, Hintemann T, Lima JS & Kandeler E. 2003. Bioindication of air pollution effects near a copper smelter in Brazil using mango trees and soil microbiological properties. *Environmental Pollution*, 126: 313-321.

Klumpp A, Klumpp G & Domingos M. 1996. Bioindication of air pollution in the tropics. *Gefahrstoff Reinhaltung der Luft*, 56: 27-31.

Kraus JE & Arduin M. 1997. Manual básico de métodos em morfologia vegetal. Seropédica: Edur. 198 p.

Larcher W. 1986. *Ecofisiologia vegetal*. São Paulo: Editora Pedagógica Universitária.

Larcher W. 2006. *Ecofisiologia vegetal*. 3 ed. São Carlos: Rima. 531 p.

Legendre P & Legendre L. 1998. *Numerical ecology*. 2 ed. Netherlands: Elsevier Science.

Lima JF, Fernández EB & Fawcett WN. 2000. *Mangifera indica* and *Phaseolus vulgaris* in the bioindication of air pollution in Bahia, Brazil. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 46: 275-278.

Lima JS. 2001. Processos biológicos e o biomonitoramento: aspectos bioquímicos e morfológicos. *In*: Martos NBML & Barrella W (Orgs.). *Indicadores ambientais: conceitos e aplicações*. São Paulo: Educ/Comped/Inep. 285 p.

Lorenzi H, Bacher L, Lacerda M, Sartori S. 2006. *Frutas brasileiras e exóticas cultivadas de consumo in natura*. São Paulo: Instituto Plantarum de Estudos da Flora. 672 p.

Malhotra SS & Blauel RA. 1977. Effects of sulphur dioxide on the forest ecosystem. *Oil Sands*, 1: 714-719.

Manning W & Feder W. 1980. *Biomonitoring air pollutants with plants*. Londres: Applied Science Publishers.

Maranho LT, Galvão F, Preussler KH, Muniz GIB & Kuniyoshi YS. 2006. Efeitos da poluição por petróleo na estrutura da folha de *Podocarpus lambertii* Klotzsc ex Endl., Podocarpaceae. *Acta Botanica Brasilica*, 20(3): 615-624.

Martine G. 1996. População, meio ambiente e desenvolvimento: verdades e contradições. 2 ed. Campinas: Unicamp.

Melo Júnior JCF, Raimundo CM & Amorim MW. 2014. Efeito da poluição atmosférica em folhas de *Tibouchina granulosa* (Desr.) Cogn. (Melastomataceae). Acta Biológica Catarinense, 1(1): 65-72.

Meziani D & Shipley B. 1999. Interacting determinants of specific leaf area in 22 herbaceous species: effects of irradiance and nutrient availability. Plant, Cell and Environment, 22: 447-459.

Moraes RM, Klumpp A, Furlan CM, Klumpp G, Domingos M, Rinaldi MCS & Modesto IF. 2002. Tropical fruit trees as bioindicators of industrial air pollution in southeast Brazil. Environment International, 28: 367-374.

Oliveira WL, Medeiros MB, Moser P, Pinheiro R & Olsen LB. 2011. Regeneração e estrutura populacional de jatobá-da-mata (*Hymenaea courbaril* L.), em dois fragmentos com diferentes graus de perturbação antrópica. Acta Botanica Brasilica, 25: 876-884.

Paiva JGA, Fank-De-Carvalho SM, Magalhães MP & Graciano-Ribeiro D. 2006. Verniz vitral incolor 500: uma alternativa de meio de montagem economicamente viável. Acta Botanica Brasilica, 20: 257-264.

Patto NV, Nascimento LFC, Mantovani KCC & Vieira LCPF. 2016. Exposure to fine particulate matter and hospital admissions due to pneumonia: effects on the number of hospital admissions and its costs. Revista da Associação Médica Brasileira, 62(4): 342-346.

Pedroso ANV. 2007. Poluentes atmosféricos e plantas bioindicadoras. São Paulo: Instituto de Botânica, Jardim Botânico de São Paulo.

Pennington TD. 1997. The genus *Inga* – botany. Londres: Royal Botanic Gardens.

Pereira KFR, Carvalho SL, Francisco AL, Kloss TG & Amorim TA. 2010. A deposição de material particulado diminui as trocas gasosas em folhas inundáveis de *Abarema* sp. (Fabaceae). Livrozilla. Disponível em: <http://livrozilla.com/doc/1345189/relat%C3%B3rio>. Acesso em setembro/2016.

Pina JM & Moraes RM. 2010. Gas exchange, antioxidants and foliar injuries in saplings of a tropical woody species exposed to ozone. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 73(4): 685-691.

Possette RFS & Rodrigues WA. 2010. O gênero *Inga* Mill. (Leguminosae – Mimosoideae) no estado do Paraná, Brasil. *Acta Botanica Brasilica*, 24: 354-368.

Pourkhabbaz A, Rastin N, Olbrich A, Langenfeld-Heyser R & Poll A. 2010. Influence of environmental pollution on leaf properties of urban plant trees, *Platanus orientalis* L. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, 85: 251-255.

Prado-Filho JF. 1993. Uso de bioindicadores para monitoramento do ar. *Ambiente*, 7(1): 57-64.

Rai PK. 2016. Impacts of particulate matter pollution on plants: implications for environmental biomonitoring. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 120: 120-136.

Reig-Armiñana J, Calatayud V, Cerveró J, Garcia-Breijo F, Ibars A & Sanz MJ. 2004. Effects of ozone on the foliar histology of the mastic plant (*Pistacia lentiscus* L.). *Environmental Pollution*, 132: 321-331.

Reis AF. 2014. Análise da dispersão de poluentes de origem veicular na BR-153 e sua relação com o uso do solo em área urbana do município de Goiânia. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Goiás.

Sant'Anna-Santos BF & Azevedo AA. 2010. Toxicidade e acúmulo de flúor em hortaliças nas adjacências de uma fábrica de alumínio. *Acta Botanica Brasilica*, 24: 952-963.

Santos APM. 2012. Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto – SP. Tese (Doutorado), Escola de Enfermagem de Ribeirão Preto, Universidade de São Paulo.

Santos APM. 2013. Biomonitoramento vegetal da qualidade do ar em Ribeirão Preto (SP). *Revista Baiana de Saúde Pública*, 37(1): 262-266.

Santos CM, Oliveira RC, Roig HL & Rêquia Júnior WJ. 2014. Biomonitoramento passivo com casca de aroeira vermelha (*Myracrodruon urundeuva* Lorenzi Harri) para verificar a variabilidade

espacial da poluição atmosférica em uma região do Distrito Federal, Brasil. *Engenharia Sanitária e Ambiental*, 19(4): 453-460.

Silva LC, Azevedo AA, Silva EAM & Oliva MA. 2005. Effects of simulated acid rain on the growth of five species Brazilian tree species and anatomy of the most sensitivity species (*Joannesia principes*). *Australian Journal of Botany*, 53: 789-796.

Silva MF. 2011. Avaliação da qualidade do ar utilizando espécies arbóreas na Cidade de Patos, PB. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal de Campina Grande.

Taiz L & Zeiger E. 2002. *Fisiologia vegetal*. Porto Alegre: Artmed.

Teixeira MCV & Barbério A. 2012. Biomonitoramento do ar com *Tradescantia pallida* (Rose) D. R. Hunt var *purpurea* Boom (Commelinaceae). *Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science*, 7(3): 279-292.

Wannaz ED, Zygadlo JA & Pignata ML. 2003. Air pollutants effect on monoterpenes composition and foliar chemical parameters in *Schinus areira* L. *Science of The Total Environment*, 305(1-3): 177-193.

WHO – World Health Organization. Air pollution. Disponível em: [http://www.who.int/topics/air\\_pollution/en/](http://www.who.int/topics/air_pollution/en/). Acesso em março/2016.

Witkowski E & Lamont B. 1991. Leaf specific mass confounds leaf density and thickness. *Oecologia*, 88: 486-493.



# CAPÍTULO 5



# **O USO DE INSETOS COLEÓPTEROS STAPHYLINIDAE NA AVALIAÇÃO DE IMPACTO ANTRÓPICO EM PRAIAS ARENOSAS: UM ESTUDO DE CASO NO LITORAL DO PARANÁ**

Jenyffer Vierheller Vieira<sup>1</sup>  
Carlos Alberto Borzone  
**Universidade Federal do Paraná**

## **INTRODUÇÃO**

As praias arenosas são atualmente reconhecidas como uma importante e frágil interface funcional entre o mar e a terra e que oferece uma ampla gama de serviços ecossistêmicos (Schlacher *et al.*, 2008; Defeo *et al.*, 2009). Concomitantemente, a popularidade das praias para fins recreativos e turísticos vem crescendo a ritmos acelerados, e cada vez mais esses ambientes estão submetidos a uma série de ameaças que colocam em risco a sua qualidade (Brown & McLachlan, 2002; Davenport & Davenport, 2006). Embora o tipo de perturbação antrópica varie localmente, interferências diretas como urbanização, obras de contenção da erosão, poluição (esgoto doméstico e/ou industrial), práticas de limpeza (manual ou mecânica) da linha de detritos e atividades recreativas são comuns na maioria das praias ao redor do mundo (Schlacher *et al.*, 2008; Defeo *et al.*, 2009). Tais interferências podem atuar como distúrbios temporários ou permanentes e, por conseguinte, causar impactos negativos sobre o sistema natural (físico e/ou biológico) em distintas escalas espaciais e temporais (Schlacher *et al.*, 2007).

.....  
<sup>1</sup> E-mail para correspondência: jenyffervieira@gmail.com.

Entre os distúrbios associados às atividades recreativas, o uso de veículos automotores é considerado severamente danoso, tanto para as dunas quanto para a faixa entremarés (Hosier & Eaton, 1980; Wolcott & Wolcott, 1984; Anders & Leatherman, 1987; Groom *et al.*, 2007; e muitos outros). Já no distúrbio causado pelo pisoteio humano, os danos mais destacados são aqueles que afetam o sistema de dunas, incluindo impactos diretos na vegetação, bem como impactos físicos sobre o substrato (Liddle & Greig-Smith, 1975; Talora *et al.*, 2007; Farris *et al.*, 2013). Nas últimas duas décadas algumas pesquisas têm buscado avaliar o impacto do pisoteio humano na parte não vegetada da praia, uma vez que as pessoas permanecem e utilizam principalmente essa região (Schlacher & Thompson, 2012; Reyes-Martínez *et al.*, 2015).

Apesar da aparência desértica, a região não vegetada abriga uma fauna diversificada de invertebrados infaunais, os quais apresentam diversas adaptações para lidar com as condições ambientais geralmente adversas (Brown, 1996; Veloso *et al.*, 1997; McLachlan & Brown, 2006; Schlacher *et al.*, 2008). Portanto, poderíamos esperar que esses organismos fossem relativamente resistentes ao pisoteio humano, entretanto diversos estudos evidenciam que a tolerância não é ilimitada. Em geral, as comunidades macrobentônicas respondem negativamente ao aumento da pressão recreativa via pisoteio, visto que mudanças significativas nos atributos ecológicos (abundância e/ou riqueza de espécies) já foram observadas em praias muito frequentadas (Schlacher & Thompson, 2012; Vieira *et al.*, 2012; Reyes-Martínez *et al.*, 2015). O pisoteio também vem sendo referido como o fator responsável pela eliminação ou redução populacional de determinadas espécies das zonas superiores da praia, tais como anfípodos da família Talitridae (Ugolini *et al.*, 2008; Veloso *et al.*, 2008) e decápodos do gênero *Ocypode* Weber, 1795 (Neves & Bemvenuti, 2006; Lucrezi *et al.*, 2009).

A região superior da praia também é habitada por insetos, particularmente coleópteros escavadores das famílias

Tenebrionidae e Staphylinidae (Fallaci *et al.*, 2002; Schreiner & Ozorio, 2003; Frank & Ahn, 2011). A esta última família pertencem as espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819, caracterizadas por habitar solos úmidos nas proximidades de rios, lagos e oceanos, onde constroem rastros característicos no sedimento como resultado da procura do seu alimento, constituído por microalgas (Herman, 1986; Castro *et al.*, 2016). No litoral paranaense (sul do Brasil) registra-se a ocorrência de três espécies: *Bledius bonariensis* Bernhauer, 1912, *Bledius fernandesi* Bernhauer, 1939 e *Bledius hermani* Caron e Ribeiro-Costa, 2007. A coexistência dessas espécies é reportada apenas em algumas praias (Caron & Ribeiro-Costa, 2007; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vianna & Borzone, 2015). Recentemente, Vianna & Borzone (2015) investigaram a distribuição espaçotemporal das espécies supracitadas em duas praias do litoral norte paranaense. De modo geral, as espécies demonstraram uma clara separação espacial ao longo do ano relacionada a distintos requerimentos ambientais. *B. bonariensis* e *B. fernandesi* ocuparam o estrato superior da praia, onde há menor influência da salinidade, preferindo sedimentos úmidos e próximos a depressões alagáveis e/ou sangradouros. Por outro lado, *B. hermani* ocorreu preferencialmente no médio litoral, região com maior disponibilidade de diatomáceas, sendo abundantes em períodos de elevadas temperaturas do ar e do sedimento.

Alguns autores mencionam a vulnerabilidade das espécies de *Bledius* às perturbações antrópicas, especialmente quanto às práticas de limpeza e pisoteio humano (Barros *et al.*, 2001; Schreiner & Ozorio, 2003; Gandara-Martins *et al.*, 2010; Frank & Ahn, 2011; Vieira *et al.*, 2012; Rosa *et al.*, 2015). O presente estudo buscou avaliar a utilização desses coleópteros como grupo-chave para o monitoramento de impactos decorrentes dos efeitos do pisoteio humano. Para tanto, foi escolhida uma praia do litoral do Paraná com dois setores próximos, porém expostos a diferentes níveis de pressão recreativa. Compararam-se, em dois verões consecutivos, as densidades de três espécies de *Bledius* em períodos antes, durante e depois da alta temporada de verão.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo foi conduzido no trecho de praia do Balneário Shangri-lá (município de Pontal do Paraná), localizado na região central da costa do estado do Paraná, sul do Brasil. A região costeira possui clima subtropical úmido, regime de micromaré semidiurno com amplitude máxima de 1,7 m (Lana *et al.*, 2001). Para fins comparativos foram selecionados dois setores com níveis extremos de urbanizao e uso recreativo: “baixo uso” ( $25^{\circ}37'1''S$ ,  $48^{\circ}24'31''O$ ) e “alto uso” ( $25^{\circ}37'36''S$ ,  $48^{\circ}25'8''O$ ), distanciados entre si em aproximadamente 1,5 km (figura 1). O trecho avaliado  caracterizado por um perfil praiado extenso com inclinao suave e sedimento composto de areia fina, presença de dunas primárias, com morfodinamismo dissipativo, e dominado por ondas e correntes de deriva litorânea (Angulo & Araujo, 1996; Vieira *et al.*, 2012).

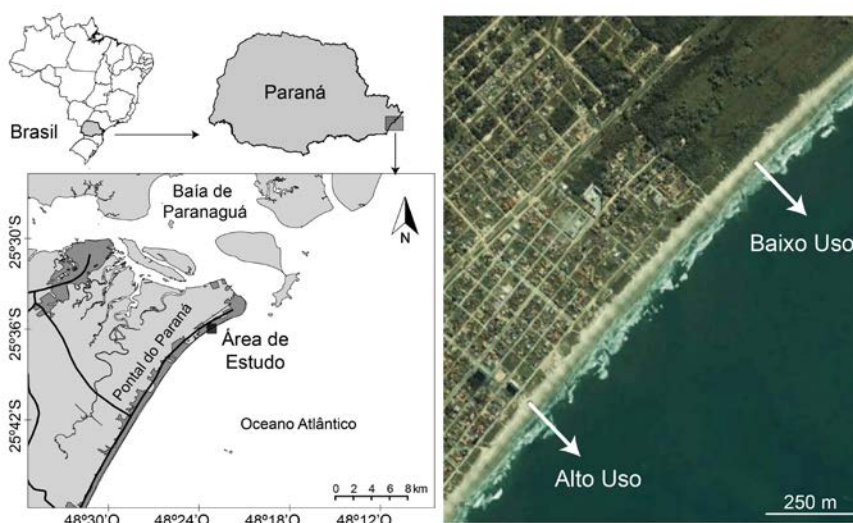


Figura 1. Localizao geográfica da área de estudo e imagem de satélite (Google Earth, 2003) com a identificao dos setores “baixo uso” e “alto uso”.

No litoral paranaense, as praias arenosas são utilizadas para fins recreativos apenas durante a alta temporada de verão (janeiro e fevereiro). Nesse período, o setor “alto uso” recebe diariamente uma densidade média de visitantes (residentes e/ou turistas) 80 vezes maior do que o setor “baixo uso” (Vieira *et al.*, 2012). A elevada concentração de pessoas no setor “alto uso” está fortemente associada à urbanização próxima e às facilidades de infraestrutura e segurança oferecidas aos seus usuários, tais como acesso pavimentado e com disponibilidade de transporte público, presença de chuveiros, posto de observação de guarda-vidas e comércio informal (vendedores ambulantes), bem como serviços de alimentação e hospedagem nas proximidades. Em contrapartida, o setor “baixo uso” é desprovido de urbanização próxima e facilidade de acesso, sendo este realizado apenas pela praia e por caminhadas.

## DELINEAMENTO AMOSTRAL E PROCESSAMENTO DAS AMOSTRAS

Realizaram-se as amostragens durante maré baixa de sizígia nos dois setores durante três períodos distintos: “antes” (dezembro), “durante” (janeiro) e “depois” (março) da alta temporada de verão 2010/2011 e 2011/2012, preferivelmente em dias de tempo bom. Condições climáticas adversas (chuvas intensas, ressacas do mar ou ventos fortes) foram evitadas, uma vez que interferem no nível de atividade dos organismos (Rosa *et al.*, 2015).

Para abranger toda a faixa de distribuição das três espécies de *Bledius*, delimitou-se a região entre a duna embrionária, na região supralitoral, até o médio-litoral superior (Gandara-Martins *et al.*, 2010; Vianna & Borzone, 2015). Em cada setor e ao longo de uma extensão de 50 m paralela à costa, foram dispostas, aleatoriamente, seis transecções perpendiculares à praia. Em cada transecção se coletaram seis amostras, distanciadas entre si de 4 a 5 m, com auxílio de um amostrador cilíndrico de 15 cm de diâmetro ( $\sim 0,02 \text{ m}^2$ ) enterrado a 5 cm de profundidade no sedimento. Previamente ao contato do amostrador com a superfície do sedimento, a parte superior do cilindro foi vedada com um saco plástico para

evitar a fuga dos organismos (Schlacher *et al.*, 2008; Ruiz-Delgado *et al.*, 2014).

Em laboratório as amostras foram fixadas com uma solução neutralizada de formalina 10% e armazenadas. Posteriormente, elas foram transferidas para peneiras com abertura de malha de 500  $\mu\text{m}$  para separação visual dos organismos adultos. Exemplares em estágios larvais foram selecionados apenas nas amostras do verão 2011/2012.

Os indivíduos foram contabilizados sob microscópio estereoscópico e identificados de acordo com a literatura especializada (Caron & Ribeiro-Costa, 2007). Não foi possível a identificação das larvas em nível específico.

## ANÁLISE DE DADOS

Para cada transecção se calculou a densidade média dos adultos de cada espécie (número de indivíduos/m<sup>2</sup>) e de larvas (apenas no verão 2011/2012). Tais parâmetros biológicos foram tratados como variáveis dependentes. Análises de variância (Anova) foram adotadas para testar possíveis diferenças nas variáveis dependentes atribuídas aos fatores analisados. Para tanto o modelo linear incluiu três fatores: setor (fixo, ortogonal, com dois níveis: “baixo uso” e “alto uso”), período (fixo, ortogonal, três níveis: “antes”, “durante” e “depois”) e verão (aleatório, ortogonal, dois níveis: verão 2010/2011 e verão 2011/2012). Como só se capturaram larvas no verão 2011/2012, o modelo linear para essa variável dependente considerou apenas dois fatores: setor e período. Quando se detectou a ausência de alguma variável dependente em um dos setores, nenhum teste estatístico foi aplicado.

Uma vez indicadas diferenças significativas, estas foram discriminadas por meio do teste de comparação múltipla das médias de Student-Newman-Keuls (SNK). A normalidade dos dados e a homocedasticidade das variâncias foram verificadas mediante os testes de Shapiro e de Cochran, respectivamente (Underwood, 1997). Quando tais pressupostos não foram atendidos, os dados sofreram transformação. Todas as análises e gráficos foram gerados no *software*

R versão 2.13.0 (R Core Team, 2012) utilizando os pacotes GAD (Sandrini-Neto & Camargo, 2012) e Sciplot (Morales, 2012).

## RESULTADOS

Coletou-se um total de 778 espécimes (436 adultos e 342 larvas). Dos indivíduos adultos a espécie *Bledius fernandezi* foi a mais abundante (49%), seguida por *B. bonariensis* (44%) e *B. hermani* (7%). Das três espécies apenas *B. hermani* esteve ausente nas amostragens de 2010/2011.

A densidade total de adultos, sem discriminar as espécies, variou entre os setores de acordo com o período analisado (termo S\*P significativo, tabela 1a). Registraram-se baixas densidades no setor “alto uso” (teste SNK  $p < 0,01$ ), com exceção do período “antes” da alta temporada de verão (figura 2a). Nesse período, a densidade total não diferiu entre os setores (SNK  $p > 0,05$ ; figura 2a). Esse padrão foi consistente nos dois verões analisados (termo S\*P\*V não significativo, tabela 1a). A interação entre setor e verão também foi detectada (tabela 1a). Independentemente do período analisado, o setor “baixo uso” exibiu maiores valores de densidade total em comparação ao setor “alto uso”, entretanto a magnitude das diferenças entre setores foi maior no verão 2010/2011 (teste SNK  $p < 0,01$ ) do que no verão 2011/2012 (teste SNK  $p < 0,05$ ; figura 2a).

As densidades de *B. bonariensis* apresentaram diferenças significativas na interação entre setor e período e entre setor e verão (termos S\*P e S\*V significativos, tabela 1b). O setor “alto uso” evidenciou baixa densidade de *B. bonariensis*, particularmente no período “depois” (teste SNK,  $p < 0,05$ ), enquanto a análise não detectou diferenças expressivas entre setores nos demais períodos (teste SNK,  $p > 0,05$ ; figura 2b). Considerando apenas a interação entre setor e verão, observa-se que as diferenças entre setores são mais evidentes no verão 2010/2011 (teste SNK,  $p < 0,001$ ) do que no verão 2011/2012 (SNK,  $p > 0,05$ ; figura 2b).

No caso da espécie *B. fernandezi*, detectaram-se diferenças significativas apenas na interação entre setor e verão (tabela 1c). Comparações *a posteriori* demonstraram que o setor “alto uso”

apresentou menor densidade do que o setor “baixo uso” (figura 2c), porém o nível de significância diferiu entre verões (teste SNK,  $p < 0,001$  no verão 2010/2011;  $p < 0,05$  no verão 2011/2012). Cabe destacar que esse declínio populacional no setor “alto uso” ocorreu particularmente nos períodos “durante” e “depois” (figura 2c), contudo tal resposta não teve significância estatística (termo S\*P não significativo; tabela 1c).

Com relação à densidade de *B. hermani*, o setor “alto uso” foi caracterizado pela ausência da espécie. Em contrapartida, no setor “baixo uso” constatou-se a sua ocorrência durante os três períodos (figura 3a).

A densidade de larvas de *Bledius* spp. apresentou interação significativa entre setor e período (tabela 1d). Diferenças entre setores foram registradas nos períodos “durante” e “depois”, sendo as menores densidades encontradas no setor “alto uso” (teste SNK  $p < 0,001$ ; figura 3b). Entretanto ambos os setores demonstraram densidades similares no período “antes” (SNK  $p > 0,05$ ; figura 3b).

Tabela 1 – Sumário da Anova bi e trifatorial contrastando a densidade total de adultos (sem discriminar as espécies) (a), densidade de *B. bonariensis* (b) e *B. fernandezi* (c) entre setores (“baixo uso”, “alto uso”) ao longo dos períodos (“antes”, “durante”, “depois”) e verões (2010/2011 e 2011/2012). Para a densidade total de larvas (d) foram considerados os fatores setor e período. g.l.: graus de liberdade; termos significativos são destacados em negrito; (-) dados brutos.

Fator	(a) Total adultos			(b) <i>B. bonariensis</i>		(c) <i>B. fernandezi</i>	
	g.l.	QM	F	QM	F	QM	F
Setor = S	1	361,28	5,13 <sup>ns</sup>	22,70	1,41 <sup>ns</sup>	55,07	5,03 <sup>ns</sup>
Período = P	2	17,44	1,76 <sup>ns</sup>	5,40	1,30 <sup>ns</sup>	7,4	12,71 <sup>ns</sup>
Verão = V	1	4,08	0,90 <sup>ns</sup>	2,03	1,04 <sup>ns</sup>	2,35	1,69 <sup>ns</sup>
S*P	2	112,93	<b>86,93*</b>	21,20	<b>35,34*</b>	13,02	4,59 <sup>ns</sup>
S*V	1	70,43	<b>15,93***</b>	16,08	<b>8,23**</b>	10,93	<b>7,88*</b>
P*V	2	9,91	2,24 <sup>ns</sup>	4,14	2,12 <sup>ns</sup>	0,58	0,41 <sup>ns</sup>
S*P*V	2	1,30	0,39 <sup>ns</sup>	0,60	0,31 <sup>ns</sup>	2,83	2,05 <sup>ns</sup>
Resíduo	60	4,42		1,95		1,39	
Transformação		raiz quadrada		log (x + 1)		log (x + 1)	
(d) Total larvas							
	g.l.	QM	F				
Setor = S	1	37801	15,05 <sup>***</sup>				
Período = P	2	15769	6,30 <sup>**</sup>				
S*P	2	31580	<b>12,57***</b>				
Resíduo	30	2512					
Transformação		-					

<sup>ns</sup>  $p > 0,05$ ; \*  $p < 0,05$ ; \*\*  $p < 0,01$ ; \*\*\*  $p < 0,001$



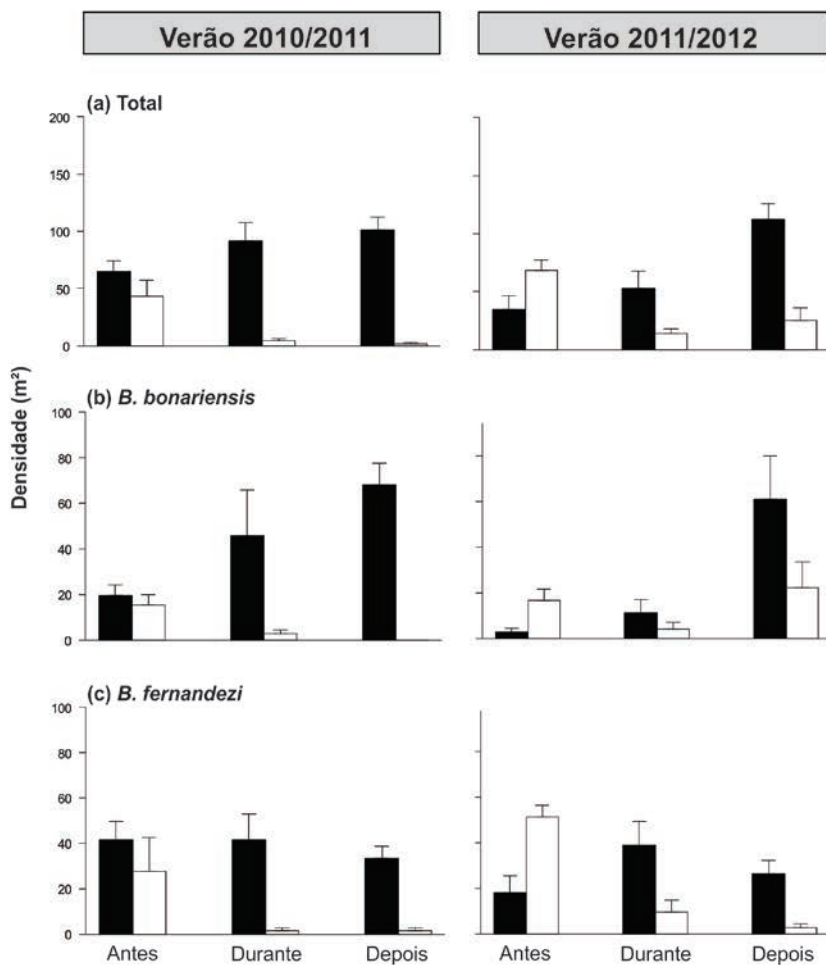


Figura 2. Valores médios ( $\pm$  erro padrão,  $n = 6$ ) de densidade nos setores “baixo uso” (coluna preta) e “alto uso” (coluna branca) entre os períodos “antes”, “durante” e “depois” das temporadas de verão 2010/2011 e 2011/2012: (a) total de adultos (sem discriminar as espécies); (b) *B. bonariensis* e (c) *B. fernandesi*.

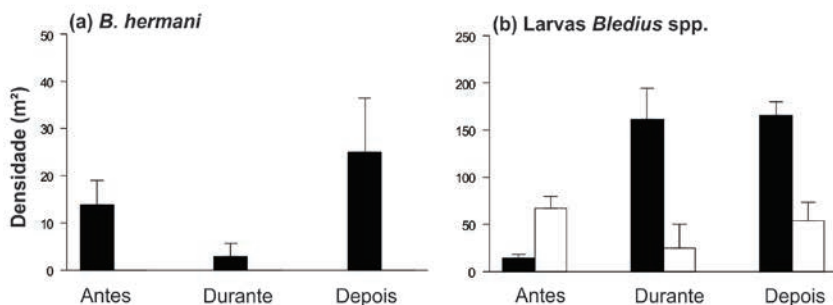


Figura 3. Valores médios ( $\pm$  erro padrão,  $n = 6$ ) da densidade nos setores “baixo uso” (coluna preta) e “alto uso” (coluna branca) entre os períodos “antes”, “durante” e “depois” da temporada de verão 2011/2012: (a) adultos de *B. hermani* e (b) larvas de *Bledius* spp.

## DISCUSSÃO

Os resultados evidenciam claramente que as diferentes espécies de *Bledius* tiveram as suas densidades populacionais afetadas pelo alto uso recreativo da praia estudada, confirmando que a pressão recreativa durante a alta temporada de verão influencia tanto a densidade quanto a ocorrência desses organismos. Resultados similares, embora num estudo sem replicação temporal, foram obtidos por Vieira *et al.* (2012) para a espécie *B. bonariensis*.

Um problema inerente à avaliação de impactos antrópicos é a identificação do fator responsável pela diminuição ou desaparecimento de espécies, já que na maioria dos casos existem várias interferências antrópicas ocorrendo, muitas vezes de forma simultânea (Defeo *et al.*, 2009). No caso de praias com alto uso recreativo, além do impacto relacionado ao pisoteio resultante da grande quantidade de visitantes, devemos considerar também o impacto oriundo da limpeza, tanto manual como mecânica, dos diferentes resíduos depositados no local (Vieira *et al.*, 2016). No presente estudo, ambos os setores foram submetidos a limpeza manual durante a alta temporada de verão, o que nos leva a inferir que o pisoteio humano foi a principal fonte de distúrbio entre os dois setores analisados.

As populações de *Bledius bonariensis* e *B. fernandezii* presentes no setor mais impactado parecem sofrer de um alto nível de estresse, sinalizado principalmente pelo declínio populacional de adultos e larvas nos períodos mais críticos da alta temporada de verão (“durante” e “depois”). Flutuações populacionais são comumente observadas em espécies do gênero *Bledius*, as quais atingem sua maior densidade no verão. A presença de larvas acentua-se na primavera e no verão, sendo tais estações reconhecidas como épocas de intensa atividade sexual (acasalamento e postura de ovos) (Vianna & Borzone, 2015). Levando em conta tais informações, pode-se concluir que as elevadas densidades de usuários na alta temporada de verão (janeiro e fevereiro) coincidem justamente com o período de maior densidade populacional desses coleópteros. Essa combinação de fatores potencializa o efeito negativo do pisoteio humano durante o referido período, refletindo também em baixas densidades no término da alta temporada de verão.

A elevada exposição desses organismos ao pisoteio decorre principalmente do seu hábito de vida subsuperficial, uma vez que eles permanecem dentro de suas galerias ou forrageando nos primeiros centímetros do sedimento. Como mencionado por Veloso *et al.* (2008), o aumento no número de visitantes pode facilmente expor os indivíduos, mesmo enterrados, ao impacto direto do pisoteio nas camadas superficiais do sedimento. Portanto, a pressão recreativa via pisoteio humano estaria afetando as populações de duas formas: 1) diretamente, causando mortalidade por esmagamento dos indivíduos (larvas e adultos); 2) indiretamente, interferindo em atividades funcionais como forrageamento superficial, em virtude do colapso de suas tocas.

Indivíduos em fase larval, com estrutura corporal mais delicada e incapazes de voar (Herman, 1986), são considerados mais vulneráveis ao pisoteio do que os adultos e, de fato, podem ser mais facilmente esmagados. O pisoteio também causa danos subletais, como, por exemplo, lesões em determinadas estruturas corpóreas, tais como élitros e asas, o que compromete a capacidade de voo dos adultos.

Em relação à destruição das tocas, além de afetar as atividades funcionais dos coleópteros, sem tal proteção os indivíduos tornam-se mais vulneráveis às adversidades naturais. As tocas são consideradas estruturas-chave na vida desses organismos, fornecendo abrigo contra as variações de temperatura e umidade (dessecação), a ação dos ventos e da maré (inundação), bem como de predadores e parasitas. Além disso, as tocas são utilizadas como locais de acasalamento e postura de ovos, sendo essenciais para o desenvolvimento dos primeiros estágios do ciclo de vida (Herman, 1986).

Não devemos descartar, entretanto, a ideia de que a redução de organismos no setor impactado pelo “alto uso” pode ser também uma resposta à migração de indivíduos adultos para outras áreas. Quando as condições de vida se tornam desfavoráveis, os coleópteros adultos voam para longe e assim são capazes de restabelecer novas populações (Llewellyn & Shackley, 1996), particularmente em trechos da costa que recebem poucos visitantes. Por outro lado, considerando que o impacto causado pelo pisoteio não é homogêneo ao longo do perfil praiial, algumas pequenas manchas de adultos e/ou larvas podem persistir nos setores menos impactados, mesmo durante o verão.

Uma atenção especial deve ser dada à total ausência, no setor “alto uso”, de uma das espécies, *Bledius hermani*, tanto nos períodos “antes” como “durante” e “depois”. A espécie é citada como a mais abundante e frequente do litoral do Paraná, sobretudo em setores da Praia Deserta, localizada no Parque Nacional do Superagui (Gandara-Martins *et al.*, 2010), no litoral norte do estado. A praia representa um dos trechos mais conservados do litoral paranaense, em decorrência da dificuldade de acesso ao Parque Nacional. Embora possam ser coocorrentes do mesmo ambiente praiial, *B. fernandesi* e *B. bonariensis* habitam a região supralitoral da praia, enquanto *B. hermani* ocorre preferencialmente no médio-litoral superior (Vianna & Borzone, 2015). Em praias com ampla faixa de areia, típicas de ambientes dissipativos, a maior concentração de usuários acontece na região central da praia (médio-litoral superior e inferior); as zonas próximas às dunas são menos ocupadas pelos usuários (observação pessoal). De fato, a

distribuição de *B. hermani* sobrepõe-se na região primordialmente ocupada pelos usuários, expondo os indivíduos a um maior impacto por pisoteio. Por outro lado, altas densidades dessa espécie estão associadas a períodos de elevada temperatura, mostrando drásticas reduções populacionais nos meses de inverno (Vianna & Borzone, 2015), o que poderia explicar a sua ausência também nos períodos anteriores à alta temporada de verão.

Não se trata do caso de *B. bonariensis* e *B. fernandezii*, os quais exibiram uma rápida recuperação populacional, com densidades similares no período que precede a alta temporada de verão em ambos os setores analisados. Espécies de *Bledius* têm, de forma geral, desenvolvimento rápido até a vida adulta (2 a 3 meses) (Herman, 1986), e o pisoteio provavelmente causa efeitos negativos de curto prazo (semanas a meses). Essas populações teriam uma boa capacidade de recuperação com os poucos indivíduos que sobrevivem no setor mais impactado, os quais poderiam se reproduzir durante períodos de menor uso recreativo e assim restabelecer suas densidades populacionais locais. Adicionalmente, a imigração de adultos provenientes de áreas vizinhas não perturbadas também contribuiria para tal recuperação, ressaltando a importância dessas áreas para a conservação da biodiversidade. De forma geral, locais próximos sujeitos a uma menor pressão recreativa podem atuar como hábitat fonte de diversos organismos que sofrem impacto antrópico em praias, de modo a garantir a manutenção das populações dos organismos impactados.

Os padrões temporais de uso recreativo das praias brasileiras são irregulares e intimamente relacionados às condições climáticas. Diversas praias localizadas nas regiões Norte, Nordeste e Sudeste do país recebem alto fluxo de visitantes ao longo do ano inteiro (Veloso *et al.*, 2006; Veloso *et al.*, 2008; Araújo *et al.*, 2008). Sob tais circunstâncias, o pisoteio humano deve ser caracterizado como um distúrbio permanente. Nesses casos, o resultado inevitável seria a diminuição populacional e o desaparecimento dos coleópteros do gênero *Bledius*, situação já reportada para insetos tenebrionídeos (*Phaleria testacea*) e anfípodes (*Atlantorchestoidea brasiliensis*) em praias do Rio de Janeiro (Veloso *et al.*, 2006; Veloso *et al.*, 2008).

Conclui-se que o grupo representado pelas espécies do gênero *Bledius* constitui um excelente grupo-chave para o monitoramento de impactos decorrentes dos efeitos do pisoteio humano. Contudo, pela recente e contínua revisão taxonômica (Castro *et al.*, 2016), variados habitats e requerimentos ambientais que apresentam as diferentes espécies, é importante que a utilização desse grupo para o monitoramento de impacto por uso recreativo seja empregada em nível específico.

## REFERÊNCIAS

- Anders FJ & Leatherman SP. 1987. Disturbance of beach sediment by off-road vehicles. *Environmental Geology and Water Science*, 9: 183-189.
- Angulo RJ & Araújo AD. 1996. Classificação da costa paranaense com base na sua dinâmica, como subsídio à ocupação da orla litorânea. *Boletim Paranaense de Geociências*, 44: 7-17.
- Araújo CCV, Rosa DM & Fernandes JM. 2008. Densidade e distribuição espacial do caranguejo *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) (Crustacea, Ocypodidae) em três praias arenosas do Espírito Santo, Brasil. *Biotemas*, 21(4): 73-80.
- Barros F, Borzone CA & Rosso S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44: 351-364.
- Brown AC. 1996. Behavioural plasticity as a key factor in the survival and evolution of macrofauna on exposed sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 469-474.
- Brown AC & McLachlan A. 2002. Sandy shore ecosystems and the threats facing them: some predictions for the year 2025. *Environmental Conservation*, 29: 62-77.
- Caron E & Ribeiro-Costa CS. 2007. *Bledius* leach from southern Brazil (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Revista Brasileira de Entomologia*, 51(4): 452-457.

Castro JC, Caron E & Rosa LCD. 2016. Update on the Brazilian coastal species of *Bledius* Leach (Coleoptera: Staphylinidae: Oxytelinae) with the description of two new species. *Zootaxa*, 4111(2): 145-157.

Davenport J & Davenport JL. 2006. The impact of tourism and personal leisure transport on coastal environments. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 67: 280-292.

Defeo O, McLachlan A, Shoeman DS, Schlacher A, Dugan J, Jones A, Lastra M & Scapini F. 2009. Threats to sandy beach ecosystems: a review. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 81: 1-12.

Fallaci M, Aloia A, Colombini I & Chelazzi L. 2002. Population dynamics and life history of two *Phaleria* species (Coleoptera, Tenebrionidae) living on the Tyrrhenian sandy coast of central Italy. *Acta Oecologica*, 23: 69-79.

Farris E, Pisanu S, Ceccherelli G & Filigheddu R. 2013. Human trampling effects on Mediterranean coastal dune plants. *Plant Biosystems*, 147(4): 1043-1051.

Frank JH & Ahn K-J. 2011. Coastal Staphylinidae (Coleoptera): a worldwide checklist, biogeography and natural history. *ZooKeys*, 107: 1-98.

Gandara-Martins AL, Borzone CA, Rosa LC & Caron E. 2010. Ocorrência de três espécies do gênero *Bledius* Leach, 1819 (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae) nas praias arenosas expostas do Paraná, Brasil. *Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology*, 14(2): 23-30.

Groom JD, McKinney LB, Ball LC & Winchell CS. 2007. Quantifying off-highway vehicle impacts on density and survival of a threatened dune-endemic plant. *Biological Conservation*, 135(1): 119-134.

Herman LH. 1986. Revision of *Bledius*. Part IV. Classification of species groups, phylogeny, natural history, and catalogue (Coleoptera, Staphylinidae, Oxytelinae). *Bulletin of the American Museum of Natural History*, 184: 1-368.

Hosier PE & Eaton TE. 1980. The impact of vehicles on dune and grassland vegetation on a South-Eastern North-Carolina barrier beach. *Journal of Applied Ecology*, 17: 173-182.

Lana PC, Marone E, Lopes RM & Machado EC. 2001. The subtropical estuarine complex of Paranaguá Bay, Brazil. *Ecological Studies*, 144: 131-145.

Liddle MJ & Greig-Smith P. 1975. A survey of tracks and paths in a sand dune ecosystem. II. Vegetation. *Journal of Applied Ecology*, 12: 909-930.

Llewellyn PJ & Shackley SE. 1996. The effects of mechanical beach-cleaning on invertebrate populations. *British Wildlife*, 7: 147-155.

Lucrezi S, Schlacher TA & Walker S. 2009. Monitoring human impacts on sandy shore ecosystems: a test of ghost crabs (*Ocypode* spp.) as biological indicators on an urban beach. *Environmental Monitoring and Assessment*, 152: 413-424.

McLachlan A & Brown A. 2006. *The ecology of sandy shores*. 2 ed. New York: Academic Press. 373 p.

Morales M. 2012. *Sciplot: scientific graphing functions for factorial designs*. Disponível em: <https://rdr.io/cran/sciplot/>.

Neves FM & Bemvenuti CE. 2006. The ghost crab *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1787) as a potential indicator of anthropic impact along the Rio Grande do Sul coast, Brazil. *Biological Conservation*, 133: 43-435.

R Core Team. 2012. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna. Disponível em: <http://www.R-project.org/>.

Reyes-Martínez MJ, Ruíz-Delgado MC, Sanchez-Moyano JE & García-García FJ. 2015. Response of intertidal sandy-beach macrofauna to human trampling: an urban vs. natural beach system approach. *Marine Environmental Research*, 103: 36-45.

Rosa LCD, Borzone CA, Vieira JV, Gandara-Martins AL, Vianna AXMR, Caron E & Ribeiro-Costa S. 2015. Monitoramento das populações de *Bledius* (Insecta: Coleoptera). In: Turra A & Denadai MR (Eds.). *Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos*. São Paulo: Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo. pp. 250-257.



Ruiz-Delgado MC, Vieira JV, Veloso VG, Reyes-Martínez MJ, Sallorenzo AI, Borzone CA, Sánchez-Moyano JE & García-García FJ. 2014. The role of wrack deposits for supralittoral arthropods: an example using Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 136: 61-71.

Sandrini-Neto L & Camargo MG. 2012. GAD: an R package for ANOVA designs from general principles. R package version 1.1.1. Disponível em: [http://CRAN.R-project.org/package = GAD](http://CRAN.R-project.org/package=GAD).

Schlacher TA, Dugan J, Schoeman DS, Lastra M, Jones A, Scapini F, McLachlan A, Defeo O. 2007. Sandy beaches at the brink. *Diversity and Distributions*, 13: 556-560.

Schlacher TA, Schoeman DS, Dugan J, Lastra M, Jones A, Scapini F & McLachlan A. 2008. Sandy beach ecosystems: key features, sampling issues, management challenges and climate change impacts. *Marine Ecology*, 29(suppl. 1): 70-90.

Schlacher TA & Thompson L. 2012. Beach recreation impacts benthic invertebrates on ocean exposed sandy shores. *Biological Conservation*, 147: 123-132.

Schreiner R & Ozorio CP. 2003. Dinâmica da fauna de insetos do supralitoral numa praia do Atlântico Sul: estudo de curta duração. *Biociências*, 11: 123-131.

Talora DC, Magro TC & Schilling AC. 2007. Impacts associated with trampling on tropical sand dune vegetation. *Forest Snow and Landscape Research*, 81(1/2): 151-162.

Ugolini A, Ungherese G, Somigli S, Galanti G, Baroni D, Borghini F, Cipriani N, Nebbiai M, Passaponti M & Focardi S. 2008. The amphipod *Talitrus saltator* as a bioindicator of human trampling on sandy beaches. *Marine Environmental Research*, 65: 349-357.

Underwood AJ. 1997. *Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance*. Cambridge: Cambridge University Press. 373 p.

Veloso V, Cardoso RS & Fonseca DB. 1997. Adaptações e biologia da macrofauna de praias arenosas expostas com ênfase nas espécies da região entre-marés do litoral Fluminense. *Oecologia Brasiliensis*, 3: 135-154.

Veloso VG, Neves G, Lozano M, Perez-Hurtado A, Gago CG, Hortas F & Garcia F. 2008. Responses of talitrid amphipods to a gradient of recreational pressure caused by beach urbanization. *Marine Ecology*, 29: 126-133.

Veloso VG, Silva ES, Caetano CHS & Cardoso RS. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127: 510-515.

Vianna AXMR & Borzone CA. 2015. Distribuição espacial e temporal de espécies de *Bledius* (Coleoptera, Staphylinidae) em praias arenosas no sul do Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, 105(1): 122-132.

Vieira JV, Borzone CA, Lorenzi L & Grecco FC. 2012. Human impact on the benthic macrofauna of two beach environments with different morphodynamic characteristics in southern Brazil. *Brazilian Journal of Oceanography*, 60: 137-150.

Vieira JV, Ruiz-Delgado MC, Reyes-Martínez MJ, Borzone CA, Asenjo A, Sanchez-Moyano JE & García-García FJ. 2016. Assessment the short-term effects of wrack removal on supralittoral arthropods using the M-BACI design on Atlantic sandy beaches of Brazil and Spain. *Marine Environmental Research*, 119: 222-237.

Wolcott TG & Wolcott DL. 1984. Impact of off-road vehicles on macroinvertebrates of a mid-Atlantic beach. *Biological Conservation*, 29(3): 217-240.

# **ESTUDOS DE CASO DE TECNOLOGIAS AMBIENTAIS**



# CAPÍTULO 6



# **MANEJO DE VEGETAÇÃO COMO ESTRATÉGIA PARA A REDUÇÃO DA INCIDÊNCIA DE QUERO-QUERO (*VANELLUS CHILENSIS*) EM AMBIENTE AEROPORTUÁRIO**

Francieli Friedrich<sup>1</sup>

Federação das Indústrias do Estado de Santa Catarina  
Marta Jussara Cremer  
Universidade da Região de Joinville

## **INTRODUÇÃO**

A ocupação simultânea do espaço aéreo por aves e aeronaves traz consigo a problemática de colisões envolvendo ambos. O primeiro registro de colisão entre uma ave e uma aeronave ocorreu em 1912, na Califórnia, Estados Unidos, vitimando o piloto (Cleary & Dolbeer, 2005).

O aumento do tráfego aéreo ao longo das últimas décadas, associado ao crescimento de atividades antrópicas que atraem as aves, como o depósito de lixo a céu aberto e a disponibilidade de água e alimento no entorno das áreas aeroportuárias, incrementou muito o risco de colisão (Serrano *et al.*, 2005). Algumas medidas para minimizar esse risco estão sendo testadas. Entre elas, o manejo da vegetação demonstrou resultados satisfatórios na redução de algumas espécies (Porto *et al.*, 2007).

Nos aeroportos da Região Sul do Brasil, *Vanellus chilensis* (Molina, 1782), popularmente conhecido como quero-quero, é considerada a espécie responsável pelo maior número de colisões (Serrano *et al.*, 2005). Sua ocorrência nos aeroportos está associada à presença

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: [friedrichfrancieli@gmail.com](mailto:friedrichfrancieli@gmail.com).

de gramados propícios para sua nidificação e alimentação. Embora *V. chilensis* seja a espécie predominante no sul do Brasil, outras espécies, como o urubu-de-cabeça-preta (*Coragyps atratus* Bechstein, 1793), a garça-vaqueira (*Bubulcus ibis* Leach, 1820), o joão-de-barro (*Furnarius rufus* Gmelin, 1788), o garibaldi (*Chrysomus ruficapillus* Vieillot, 1819), o pardal (*Passer domesticus* Linnaeus, 1758), entre outras, também foram registradas (Serrano *et al.*, 2005).

Segundo dados divulgados pelo Centro de Investigação e Prevenção de Acidentes Aeronáuticos (Cenipa, 2012), no período de 2006 a 2008 foram registradas 1.321 colisões entre aves e aeronaves no Brasil. Destas, 1.100 colisões ocorreram em áreas próximas aos aeroportos. Os registros envolvendo *V. chilensis* totalizaram 140 colisões (10,6%), ficando abaixo apenas das 469 colisões com aves não identificadas.

No período de janeiro a dezembro de 2011 foram reportados 117 registros de colisões, avistamentos (visualizações de uma ave ou de um bando de aves nas trajetórias de voos, porém não ocasionando desvio da aeronave ou colisão com ela) ou quase colisão entre aves e aeronaves nos aeroportos das cidades de Navegantes, Florianópolis, Joinville, Blumenau e Chapecó, em Santa Catarina. No Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, em Joinville, ocorreram 36 registros, sendo três avistamentos e 33 colisões, totalizando 28% do total de ocorrências no estado. A principal espécie identificada foi *V. chilensis*, embora também tenha ocorrido acidentes com garça-vaqueira (*Bubulcus ibis* Linnaeus, 1758), talha-mar (*Rynchops niger* Linnaeus, 1758), savacu (*Nycticorax* sp.), andorinha (*Pygochelidon* sp.), corujão (*Podager nacunda* Vieillot, 1817) e caracará (*Caracara plancus* Miller, 1777) (Cenipa, 2012).

Em 2012 Santa Catarina teve 156 anotações de colisão, quase colisão ou avistamento registradas. O Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola totalizou 65 registros, o que corresponde a 41,7%, envolvendo diferentes espécies de aves. Desses casos, 36 permitiram a identificação de *V. chilensis*, o que representou 55% dos registros no aeroporto em questão (Cenipa, 2012).

O manejo do hábitat em ambiente aeroportuário não objetiva extinguir a avifauna, mas sim tornar o ambiente diferenciado para uma resposta natural do indivíduo (Albuquerque *et al.*, 2001). Uma comunidade de aves pode estar relacionada diretamente à vegetação local (Skowo & Bond, 2003), o que faz com que a

heterogeneidade do local influencie as diferenciações de nicho. Cada grupo de aves busca uma área para diferentes fins, como nidificação, alimentação e defesa contra predadores. Assim sendo, o correto manejo de hábitat dependerá de características peculiares da avifauna presente, relacionada com as características do ecossistema local (Bribby *et al.*, 1992).

O presente trabalho objetivou verificar a eficácia do manejo da vegetação para reduzir a incidência de *V. chilensis* no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, analisando os padrões de uso do hábitat pela espécie no gramado do aeroporto, a relação entre altura da grama e uso do hábitat pela espécie e o nível de residência dos indivíduos.

## MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo foi o gramado do Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, localizado na região norte do município de Joinville (SC). O local fica próximo à Baía da Babitonga, com presença de floresta e área urbana em seu entorno (figura 1).



Figura 1. Localização do Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, no litoral norte de Santa Catarina.

O município de Joinville localiza-se na região nordeste de Santa Catarina. Seu clima é subtropical úmido, com diferenças marcantes entre inverno e verão (Knie, 2002). Encontra-se dentro do bioma mata atlântica (Cordeiro, 2012). Os ecossistemas presentes na região são a floresta ombrófila densa, a restinga e os manguezais.

Definiram-se seis quadrantes de amostragem no gramado do aeroporto, com dimensão de 25 x 50 m cada um. A escolha das áreas levou em consideração os locais de maior ocorrência de *V. chilensis* e a proximidade com a pista. Essa proximidade da pista foi definida pelo aeroporto, para manter a segurança local, ou seja, evitar que objetos chegassem acidentalmente à pista, revoadas de aves ocorressem durante aterrissagem e decolagem etc. Em três quadrantes se realizou o manejo habitual do aeroporto, ou seja, a vegetação foi cortada semanalmente, sendo considerados quadrantes controle. Nesses quadrantes a altura máxima da vegetação atingiu 15,5 cm. Nos outros três quadrantes, denominados quadrantes teste, a vegetação foi cortada em intervalos maiores, permitindo o crescimento da vegetação até o limite máximo de 35 cm de altura, estabelecido pela administração do aeroporto por questões de segurança. Com auxílio de uma régua se mensurou semanalmente a altura da grama. As medidas da altura da vegetação em cada quadrante seguiram a amostragem aleatória ou casual sem reposição. Esse método de amostragem é indicado para áreas de vegetação homogênea (Felfili & Rezende, 2003).

Os quadrantes foram amostrados semanalmente por um observador, no período de outubro de 2011 a março de 2012. O observador posicionou-se próximo de cada quadrante, porém tomando o cuidado de não interferir na dinâmica natural dos animais. Para evitar a percepção do observador pelos animais, tomou-se o devido cuidado tanto com o tipo quanto com a coloração da roupa. A movimentação em meio aos quadrantes



sô ocorreu no momento da medição da vegetação; não foi feita movimentação em momento de análise de comportamento ou contagem. Para a análise de incidência de quero-quero, a amostragem consistiu na contagem do número das aves em cada quadrante. O procedimento de contagem durou aproximadamente 5 minutos para cada quadrante, totalizando 30 minutos para a contagem dos seis quadrantes. Os registros foram feitos em uma planilha, com 24 contagens por dia.

A amostragem de comportamento foi realizada semanalmente com duração de 15 minutos e seguindo o método de animal-focal (Del-Claro, 2004). Analisou-se o comportamento do quero-quero presente em algum dos seis quadrantes, tanto nos quadrantes controle quanto nos quadrantes teste. Os padrões comportamentais considerados foram definidos previamente, com base em um estudo piloto, sendo estabelecidos como: descanso, forrageio, defesa/ameaça, manutenção de penas e voo. Para facilitar os registros, utilizou-se um binóculo com lentes 10 x 50 mm, que permitiu melhor visualização das aves.

Na análise dos dados, comparou-se o número de indivíduos nos quadrantes teste e controle mediante o teste t ( $p > 0,05$ ). Diferenças na duração dos comportamentos entre os quadrantes (controle e teste) foram avaliadas pelo teste de Mann-Whitney ( $p > 0,05$ ). Efetuaram-se os testes estatísticos com os recursos do programa Statistica 8.0.

## RESULTADOS

Realizaram-se 56 varreduras para a contagem do número de quero-queros nos quadrantes. Verificou-se uma diferença significativa no número de aves entre quadrantes controle e teste ( $z = -2,505$ ;  $n = 42$ ;  $p = 0,012$ ) (figura 2), indicando a ocorrência de um maior número de quero-queros nos quadrantes com vegetação baixa em comparação com os quadrantes de vegetação alta.

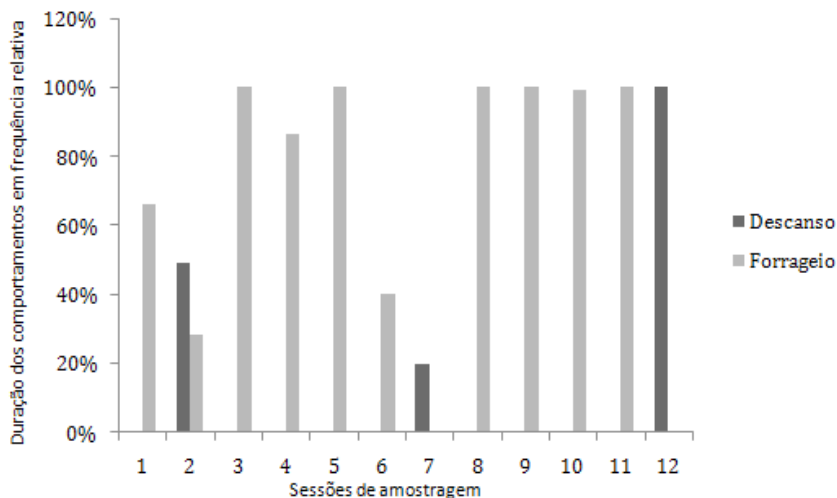


Figura 2. Frequência relativa dos padrões comportamentais de *Vanellus chilensis* nos quadrantes teste no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, no período de outubro de 2011 a março de 2012.

Para a análise de comportamento, fizeram-se 46 amostragens nos quadrantes. Destas, 12 observações ocorreram em quadrantes teste e 34 em quadrantes controle. O comportamento de forrageio foi o mais frequente em ambos os tipos de quadrante. Contudo nos quadrantes teste os quero-queros permaneceram 68,35% do tempo em forrageio e 14,1% do tempo em descanso, enquanto nos quadrantes controle o forrageio correspondeu a 84,13% do tempo, seguido do comportamento de defesa/ameaça, com 10,98%. Nos quadrantes teste, o descanso foi o segundo comportamento mais frequente; já nos quadrantes controle o comportamento de defesa/ameaça foi o segundo comportamento mais frequente. Os demais comportamentos vistos apresentaram um percentual inferior a 10% (figura 3).

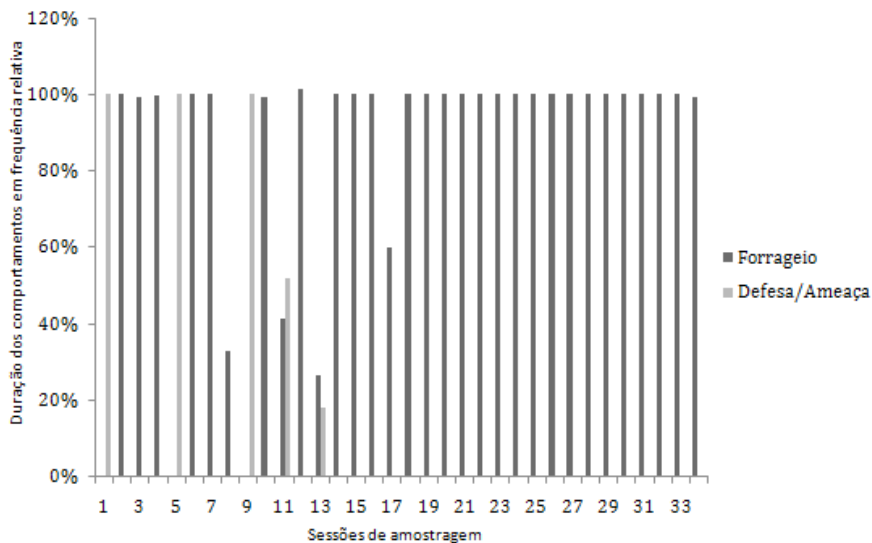


Figura 3. Frequência relativa dos padrões comportamentais de *Vanellus chilensis* nos quadrantes controle no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, no período de outubro de 2011 a março de 2012.

A duração média do comportamento de forrageio foi a mesma entre os quadrantes (controle e teste), sem diferença significativa ( $t = -1,33700$ ;  $n = 46$ ;  $p = 0,188$ ) (figura 4). Em função da ocorrência reduzida dos outros padrões comportamentais, efetuou-se a análise apenas para esse padrão comportamental.

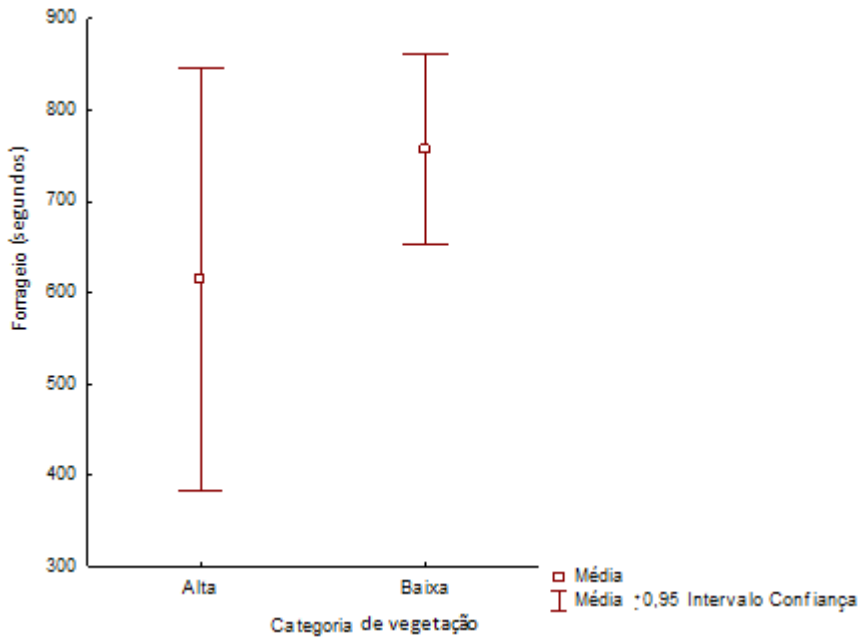


Figura 4. Média e intervalo de confiança da duração do comportamento de forrageio nos quadrantes teste (alta) e controle (baixa) no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville.

Embora o tempo de forrageio tenha sido o mesmo quando comparados os quadrantes controle e teste, as observações indicam que nos quadrantes controle um maior número de quero-queros apresentou tal comportamento (figura 5).

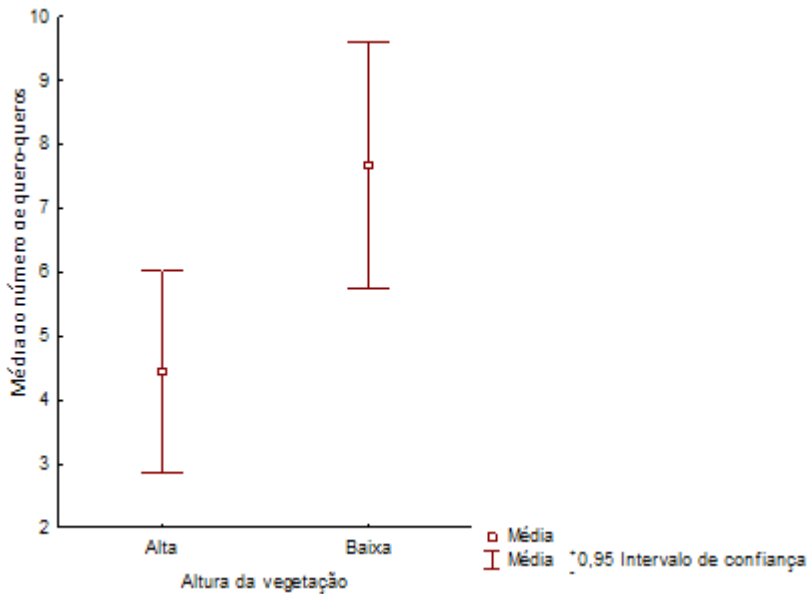


Figura 5. Média e intervalo de confiança do número de *Vanellus chilensis* nos quadrantes teste (alta) e controle (baixa) no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, no período de outubro de 2011 a março de 2012.

## DISCUSSÃO

O elevado percentual de tempo utilizado no comportamento de forrageio nos quadrantes teste, estimado em 68,35%, evidenciou que os quero-queros se mantêm nessas áreas principalmente com fins de alimentação, mesmo com uma visibilidade mais reduzida de suas presas (Porto *et al.*, 2007; Seamans *et al.*, 2007). Contudo o comportamento de descanso apresentou uma frequência de 14,1% nos quadrantes teste, o que poderia estar relacionado ao fato de seus ninhos e filhotes permanecerem mais camuflados e pouco visíveis aos seus predadores, em comparação aos quadrantes controle, o que reduziria a necessidade de comportamentos de defesa/ameaça (Belton, 1994).

As áreas de vegetação baixa, em geral, possuem condições mais favoráveis ao forrageio (Seamans *et al.*, 2007), sendo portanto

usadas por um maior número de quero-queros. Com a grama baixa, os insetos tornam-se mais visíveis, permitindo uma captura mais fácil. As larvas de insetos e os insetos adultos compõem a base alimentar dos quero-queros (Caballero-Sadi *et al.*, 2007; Gantz *et al.*, 2009).

Na cidade de Ohio, nos Estados Unidos, Seamans *et al.* (2007) testaram a influência da altura da grama, em valores de 9 a 15 cm e de 15 a 30 cm. Os autores também concluíram que a vegetação baixa proporciona um ambiente mais atrativo à visitação de aves em busca de alimento. Os autores consideraram 78 espécies diferentes em seus estudos, entre elas pardais e cotovias. No Brasil, Porto *et al.* (2007) realizaram experimentos no Aeroporto Internacional Salgado Filho (RS) e também verificaram a redução de aves em ambientes de vegeta o alta. Tais resultados ampliam a expectativa de reduzir o número de quero-queros em aeroportos por meio do manejo da grama como alternativa a baixo custo e em longo prazo.

Os resultados de Solmann (2012) salientam a importância de tornar o ambiente desvantajoso para as aves, que se favorecem com áreas de vegeta o baixa para seu forrageamento. O autor enfatiza, ainda, a relevância de estudos que analisem os focos de atração de aves dentro da área do aeroporto, assim como nas adjacências. O aumento da aço antrópica, com depósito de lixo, instala o de matadouros e comércios irregulares no entorno das áreas aeroportuárias, tem potencializado a presença de aves nessas regiões. Por esse motivo, algumas medidas para minimizar os riscos causados pela presença de aves nos ambientes aeroportuários precisam ser testadas (Serrano *et al.*, 2005).

Embora o presente estudo tenha considerado somente a espécie *V. chilensis*, que   responsável pelo maior número de colisões no aeroporto de Joinville (55%), outras espécies de aves também foram vistas na área do aeroporto, como garça-vaqueira, talha-mar, savacu, andorinha, corujão e caracará. Portanto, os estudos precisam ser aprofundados para avaliar o efeito da altura da grama também sobre as outras espécies de maior ocorrência no local. Os riscos associados às várias espécies de aves podem ocorrer em momentos diferenciados da opera o de pouso e decolagem das aeronaves.

Um fator de grande importância para aeronaves sobrevoando aeroportos corresponde ao tempo de voo de algumas espécies de aves. Algumas possuem hábitos mais terrestres, realizando o forrageamento em grande parte do dia no solo. Outras espécies, porém, se alimentam durante o voo, dependendo um tempo maior no movimento. Essa movimentação em voos aumenta a chance de uma colisão com as aeronaves em momentos como aterrissagem e decolagem (Carter, 2001).

De maneira geral, os estudos realizados até o momento, em diferentes aeroportos, têm demonstrado que a altura da vegetação está fortemente relacionada ao número de aves presente nos ambientes aeroportuários. Áreas de vegetação baixa favorecem muito as espécies que se alimentam no solo, tornando-se muito atraentes. Portanto, a vegetação mais alta pode ser uma importante alternativa para reduzir o risco de colisão entre aves e aeronaves no Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, de Joinville, onde a principal espécie envolvida é o quero-quero.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à administração do Aeroporto Lauro Carneiro de Loyola, por permitir a execução das atividades na área de aeroporto, e ao Fundo de Apoio à Pesquisa da Universidade da Região de Joinville (Univille).

## REFERÊNCIAS

- Albuquerque JLB, Candido-Junior JF, Straube FC & Roos AL. 2001. Omitologia e conservação: das ciências às estratégias. Tubarão: Unisul. 327 p.
- Belton W. 1994. Aves do Rio Grande do Sul: distribuição e biologia. São Leopoldo: Unisinos. 584 p.
- Bribby JC, Burgess ND & Hill DA. 1992. Bird census techniques. London: Academic Press. 253 p.

Caballero-Sadi D, Rooca P, Achaval F & Clara M. 2007. Dieta del tero *Vanellus chilensis* y abundância de presas en Aeropuerto Internacional de Carrasco, Canelones, Uruguay. El Comité Nacional de Peligro Aviario, (2): 1-16.

Carter NB. 2001. All birds are not created equal: risk assessment and prioritization of wildlife hazards at airfields. Disponível em: <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1007&context=birdstrike2001>. Acesso em maio/2011.

Cenipa – Centro de Investigação e Prevenção de Acidentes Aeronáuticos. 2009. Perigo aviário. Disponível em: [http://www.cenipa.aer.mil.br/cenipa/Anexos/article/21/Perigo\\_Aviario\\_2009.pdf](http://www.cenipa.aer.mil.br/cenipa/Anexos/article/21/Perigo_Aviario_2009.pdf). Acesso em maio/2011.

Cenipa – Centro de Investigação e Prevenção de Acidentes Aeronáuticos. 2012. Sigra – Sistema de gerenciamento de risco aviário. Disponível em: [http://www.cenipa.aer.mil.br/cenipa/sigra/pesquisa\\_dadosExt.php?data=&datafinal=&matricula=&uf=&ICAO=sbjv&Submit=Executar&tipoReporte=&Parte\\_da\\_aeronave=&Fase\\_do\\_Voo=&outraFaseVoo=&Danos\\_Prejuizos=&Especie=&aviacaoTipo=&classificacao\\_ocorrendencia=&Efeito\\_no\\_voo=&pg=1](http://www.cenipa.aer.mil.br/cenipa/sigra/pesquisa_dadosExt.php?data=&datafinal=&matricula=&uf=&ICAO=sbjv&Submit=Executar&tipoReporte=&Parte_da_aeronave=&Fase_do_Voo=&outraFaseVoo=&Danos_Prejuizos=&Especie=&aviacaoTipo=&classificacao_ocorrendencia=&Efeito_no_voo=&pg=1). Acesso em janeiro/2012.

Cleary EC & Dolbeer RA. 2005. Wildlife hazard management at airports: a manual for airport personnel. Lincoln: Staff Publication. 347 p.

Cordeiro PHC. 2012. Análise dos padrões de distribuição geográfica das aves endêmicas da mata atlântica e a importância do corredor da serra do mar e do corredor central para conservação da biodiversidade brasileira. Disponível em: [http://ibama.angelfire.com/distrib\\_aves\\_corredores.pdf](http://ibama.angelfire.com/distrib_aves_corredores.pdf). Acesso em dezembro/2012.

Del-Claro K. 2004. Comportamento animal: uma introdução à ecologia comportamental. Jundiaí: Livraria Conceito. 133 p.

Felfili JM & Rezende RP. 2003. Comunicações – técnicas florestais: conceitos e métodos em fitossociologia. Brasília: Universidade de Brasília. 68 p.



Gantz A, Sade S & Rau J. 2009. Winter diet and feeding preferences of the southern lapwing (*Vanellus chilensis*, Molina 1782) in pastures of southern Chile. *Boletín Chileno de Ornitología*, (15): 87-93.

Knie JLW. 2002. Atlas ambiental da região de Joinville: complexo hídrico da Baía da Babitonga. Joinville: Fatma/GTZ. 187 p.

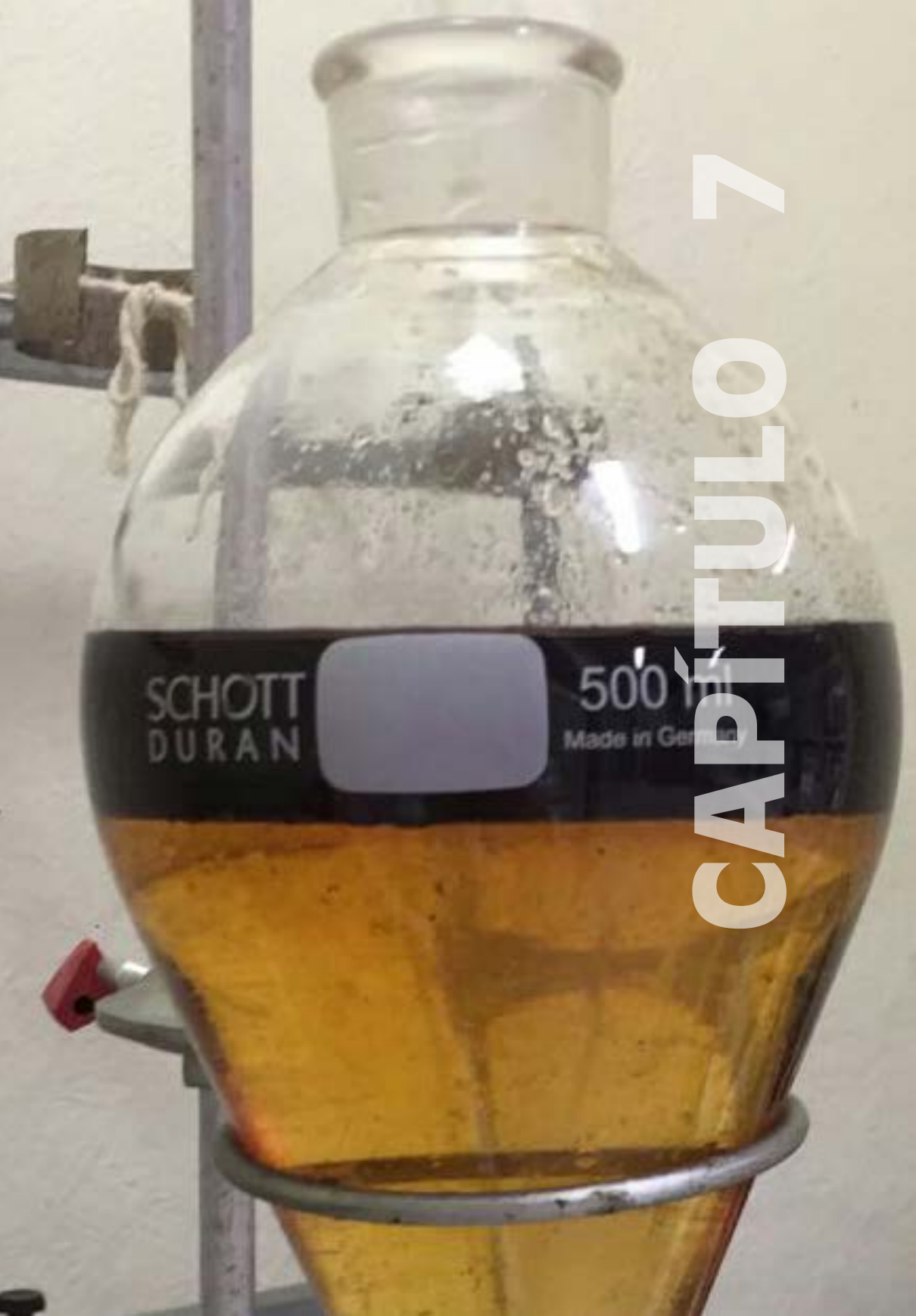
Porto PM, Liberman B & Prochnow TR. 2007. Manejo da vegetação para redução do perigo aviário para habitats campestres no Aeroporto Salgado Filho. *Technologia*, 1(8): 83-96.

Seamans TW, Barras SC, Bernhardt GE, Blackwell BF & Cepek JD. 2007. Comparison of 2 vegetation-height management practices for wildlife control at airports. *Human–Wildlife Conflicts*, 1(1): 97-105.

Serrano IL, Shulz-Neto A, Soares-Alves V, Maia M, Efe MA, Telino-Junior WR & Amaral MF. 2005. Diagnóstico da situação nacional de colisões de aves com aeronaves. *Ornithologia*, 1(1): 93-104.

Skowo AL & Bond WJ. 2003. Bird community in an actively managed savanna reserve, importance of vegetation and vegetation composition. *Biodiversity and Conservation*, (12): 2279-2294.

Solmann VEF. 2012. Ecological control of bird hazard to aircraft. Disponível em: <http://digitalcommons.unl.edu/cgi/viewcontent.cgi?article=1229&context=icwdmbirdcontrol>. Acesso em dezembro/2012.



SCHOTT  
DURAN

500 ml  
Made in Germany

CAPÍTULO 7

# **RECICLAGEM DE ZINCO PROVENIENTE DE RESÍDUO DE INDÚSTRIA DE FUNDIÇÃO**

Maressa Budal Arins Bruno  
**Universidade do Estado de Santa Catarina**  
Fabiano Peixoto  
**Centro Universitário Tupy**  
Mariane Bonatti-Chaves<sup>1</sup>  
**Universidade da Região de Joinville**

## **INTRODUÇÃO**

A indústria de fundição é considerada grande fonte recicladora de materiais metálicos, porém também uma grande geradora de resíduos sólidos, geralmente pouco reutilizados, por causa da falta de estudos sobre sua aplicação ou tecnologia de transformação para reuso. Os resíduos gerados durante o processo de fundição são: escórias, areias de moldagem e macharia, sucatas de metal, material particulado, refugo de macharia e vapores. Entre estes, destacam-se os vapores formados durante a etapa de fusão, os quais, em virtude da presença de metais como zinco, cádmio, cromo e chumbo, não podem ser lançados diretamente na atmosfera. Tais resíduos são classificados, de acordo com a norma brasileira NBR 10.004, como perigosos (classe I). Assim, os vapores gerados nesse processo necessitam de tratamento adequado antes de serem lançados no ambiente. Normalmente, antes de sua liberação para o meio ambiente, os vapores provenientes do processo de fusão são captados por um

---

<sup>1</sup> *E-mail* para correspondência: [mariane.bonatti@univille.br](mailto:mariane.bonatti@univille.br).

sistema de exaustão e encaminhados por dutos para tratamentos, como filtração através de meio poroso, precipitação por coletores gravitacionais ou centrífugos (ciclones), lavagem em câmaras ou torres de borrifio ou aspersão etc. A poeira gerada nessa etapa é coletada em caçambas, devidamente identificadas, e recebe o nome de pó de exaustão (Viviani, 2010). Calcula-se uma geração média de 10 a 15 kg de pó de exaustão por tonelada de ferro fundido produzido. A produção brasileira de ferro fundido no último ano foi de aproximadamente 27 milhões de toneladas (Instituto Aço Brasil, 2017). Portanto, estima-se para o ano de 2016 uma produção entre 270 e 405 mil toneladas de pó de exaustão por indústrias brasileiras de fundição.

Quando se utiliza sucata galvanizada no processo de fundição, um percentual elevado de zinco, em relação aos demais metais não ferrosos, é observado nos vapores gerados do processo, graças a sua baixa solubilidade no ferro fundido e na escória, assim como maior pressão de vapor nas temperaturas usadas no processo de fusão. Encontra-se zinco nesse tipo de resíduo nas formas de  $ZnO$  e  $ZnFe_2O_4$  e em quantidades que variam de 8 a 40% (Oustadakis *et al.*, 2010; Kukurugya *et al.*, 2015). O preço atual do zinco na London Metal Exchange é de 2.582,00 dólares por tonelada (London Metal Exchange, 2017); o preço de mercado do composto  $ZnSO_4 \cdot 7H_2O$  está na faixa de 400 a 600 dólares por tonelada (Alibaba.com, 2017). Esse metal poderia ser recuperado/extraído do resíduo de pó de fundição, o que reduziria o impacto gerado pela disposição de metais tóxicos lixiviáveis no meio ambiente e geraria receita para a indústria (Dutra *et al.*, 2006).

O zinco pode ser extraído desse tipo de resíduo por meio de dois processos: pirometalúrgico ou hidrometalúrgico. Os processos pirometalúrgicos apresentam algumas desvantagens em relação aos hidrometalúrgicos, como alto consumo de energia (utilização de fornos rotativos, processo Waelz, por exemplo), consumo de agentes redutores, geração de resíduos, entre outros. Por outro lado, o processo hidrometalúrgico, segundo Oustadakis *et al.* (2010), deve ser mais estudado, visto ser uma promessa para o futuro, pois, se controlada a dissolução do ferro nesse tipo de resíduo, constitui uma alternativa interessante para a reciclagem de zinco.

Muitos autores se dedicam a esse tipo de estudo. Zhang *et al.* (2017), por exemplo, averiguaram o uso de soluções extratoras de zinco mais específicas, como o ligante orgânico ácido iminodiacético (0,2 M, 10 ml/g, 20°C, 2 horas) e uma mistura deste com  $\text{NH}_4\text{Cl}:\text{NH}_3\cdot\text{H}_2\text{O}$  (0,2:2:2 M, 20 ml/g, 40°C, 2 horas). Em ambos os experimentos os autores obtiveram percentual de extração de zinco entre 60 e 65%, com extração concomitante de ferro entre 0 e 6%. Kukurugya *et al.* (2015) avaliaram parâmetros de extração como temperatura, concentração, relação solução extratora/resíduo, entre outros, sobre o percentual de extração de zinco em pó de exaustão de indústria de fundição em detrimento da extração de ferro (diferentes cinéticas de extração). Os autores observaram que, quando se emprega  $\text{H}_2\text{SO}_4$  como solução extratora e quando se aumenta a concentração deste, é favorecida a extração simultânea de ferro da solução. Os autores obtiveram percentual de extração de zinco e ferro de 87% e 80%, respectivamente, usando  $\text{H}_2\text{SO}_4$  1M, 80°C e relação  $\text{H}_2\text{SO}_4$ /resíduo igual a 50. Diminuindo-se a concentração de  $\text{H}_2\text{SO}_4$  para 0,1 M e 0,25 M, independentemente da relação solução/resíduo utilizada (50, 20 e 10), e temperatura em torno de 60°C, o percentual de zinco foi reduzido para em torno de 50%, porém não se notou presença de íons ferro na solução. Shawabkeh (2010) investigou a eficiência de três soluções ácidas ( $\text{HNO}_3$ ,  $\text{HCl}$  e  $\text{H}_2\text{SO}_4$ ) e os seguintes parâmetros cinéticos sobre a extração de zinco: velocidade de agitação (100, 500 e 900 rpm), concentração da solução ácida (0,001, 0,01, 0,1, 0,5 e 1 M), temperatura (4, 22, 30, 40 e 50°C) e massa de pó de exaustão em 1 litro de solução (1, 2 e 3 g). Obteve-se o maior percentual de extração (72%) com a solução  $\text{H}_2\text{SO}_4$  0,1 M, 900 rpm e 50°C.

Assim sendo, os objetivos deste trabalho foram: (a) caracterizar o resíduo pó de exaustão de indústria de fundição em termos de caracterização química (fluorescência de raios X e espectrofotometria de absorção atômica), umidade e granulometria; (b) determinar por meio de planejamento fatorial  $2^2$ , com ponto central e configuração do tipo estrela, as condições, em termos de temperatura e relação solvente/resíduo, que propiciem maior extração de zinco e menor extração de ferro (espectrofotometria de absorção atômica), concomitantemente.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Proveniência e caracterização do resíduo

As amostras de pó de exaustão utilizadas no presente estudo originaram-se do processo de fusão de ferro de uma indústria de fundição de Joinville (SC). Selecionaram-se sete pontos de geração desse resíduo, incluídos três fornos do tipo cubilô (cubilô A, cubilô C e cubilô GHW) e quatro fornos do tipo indução (indução B, indução ABB, indução E0 e indução C). A amostra representativa de cada ponto foi composta pela mistura e homogeneização de 20 g de cada uma das 11 amostras coletadas por um período de 5 meses. Caracterizaram-se as amostras em termos de composição química (fluorescência de raios X – marca Philips, modelo PW2400 – e espectrofotometria de absorção atômica – marca Varian, modelo Spectra AA50B), umidade (método de secagem em estufa) e granulometria (por peneiramento, peneiras ASTM).

### Ensaio de lixiviação

Selecionou-se para os ensaios de lixiviação (planejamento fatorial) a amostra que apresentou o maior percentual de zinco em sua composição. Recorreu-se ao planejamento fatorial  $2^2$ , com ponto central e configuração do tipo estrela (tabelas 1 e 2), totalizando 11 experimentos.

Tabela 1. Desenho do planejamento fatorial  $2^2$  com ponto central e configuração do tipo estrela.

Variáveis	Nível -1,41	Nível -1	Ponto central	Nível +1	Nível +1,41
Relação (s/r)	10	13	20	27	30
Temperatura (°C)	20	32	60	88	100

\*s = solvente ( $H_2SO_4$  0,5M)

\*r = resíduo (pó de exaustão)

Tabela 2. Matriz do planejamento fatorial 2<sup>2</sup>, totalizando 11 experimentos.

	Experimento	Relação (s/r)	Temperatura (°C)	Relação (s/r)	Temperatura (°C)
<b>Ensaio</b>	1	-1	-1	13	32
	2	1	-1	27	32
	3	-1	1	13	88
	4	1	1	27	88
<b>Axiais</b>	5	0	-1,41	20	20
	6	0	1,41	20	10
	7	-1,41	0	10	60
	8	1,41	0	30	60
<b>Pontos centrais</b>	9	0	0	20	60
	10	0	0	20	60
	11	0	0	20	60

Como solução extratora/lixiviante se utilizou H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> 0,5 M, sendo a velocidade de agitação fixada em 900 rpm e o tempo de extração em 30 minutos. Ao final do processo as amostras foram filtradas a vácuo em papel Whatmann n. 1, o valor de pH foi medido e, em seguida, foram acondicionadas em balões volumétricos de 250 ml (soluções extrato). Determinou-se com espectrofotômetro de absorção atômica (marca Varian, modelo Spectra AA50B) a concentração de íons zinco e ferro nas soluções. A eficiência em extração de zinco foi obtida por meio do seguinte cálculo: (concentração de zinco na solução extrato x 100) / concentração de zinco na amostra de pó de exaustão.

### Análise estatística

O programa STATISTICA® 7.0, por meio da análise de Pareto (Barros Neto *et al.*, 1995), serviu para identificar e quantificar o efeito de cada uma das variáveis (temperatura e relação solvente/resíduo) e de suas interações sobre o percentual de extração de zinco e ferro das amostras.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Caracterização do resíduo

A tabela 3 traz os principais óxidos constituintes das amostras de pó de exaustão de forno de fundição obtidas dos sete pontos de coleta. Os óxidos  $\text{SiO}_2$ ,  $\text{ZnO}$  e  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  estão presentes em todas as amostras. Os pós provenientes dos fornos cubilô C, A e GHW apresentaram maior percentual de  $\text{SiO}_2$  (27,3, 24,7 e 29,3%, respectivamente), seguido de  $\text{ZnO}$  (26,9, 19,6 e 20,4%, respectivamente) e  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (15,7, 13,5 e 13,7%, respectivamente). Os pós oriundos dos fornos de indução ABB, E0, C e B tiveram percentual de  $\text{SiO}_2$  inferior (7,2, 3,9, 10,9 e 10,0%, respectivamente) ao encontrado nos pós dos fornos cubilô. Os pós provenientes dos fornos de indução E0 e C apresentaram maior concentração de  $\text{MgO}$  (46 e 49,3%, respectivamente), resultado da produção de ferro fundido nodular. O pó do forno de indução B exibiu maior concentração de  $\text{Fe}_2\text{O}_3$  (40,3%); o do forno de indução ABB, maior concentração de  $\text{ZnO}$  (61,8%). Os valores aqui referidos dependem da matéria-prima (sucatas, ferro-ligas, pedra calcária) adicionada aos diferentes tipos de fornos. A indústria de fundição estudada produz, usualmente, ligas de ferro fundido cinzento, nodular, vermicular e maleável.

Tabela 3. Análise semiquantitativa das amostras de pó de exaustão via fluorescência de raios X.

(%)	Tipo de forno						
	Cubilô A	Indução ABB	Indução C	Indução B	Cubilô C	Cubilô GHW	Indução E0
<b><math>\text{SiO}_2</math></b>	24,7	7,2	10,9	10	27,3	29,3	3,9
<b><math>\text{ZnO}</math></b>	19,6	61,8	2,0	22,2	26,9	20,4	21,8
<b><math>\text{Fe}_2\text{O}_3</math></b>	13,5	24,2	25,4	40,3	15,7	13,7	19,1
<b><math>\text{CaO}</math></b>	3,4	0,2	0,8	0,1	6,1	5,7	0,1
<b><math>\text{Al}_2\text{O}_3</math></b>	4,2	1,2	1,4	1,5	1,9	4,6	0,9
<b><math>\text{K}_2\text{O}</math></b>	2,2	0,2	0,2	0,1	1,8	1,5	0,1
<b><math>\text{Na}_2\text{O}</math></b>	6,1	–	0,1	9	1,1	0,9	–
<b><math>\text{MnO}</math></b>	1,8	0,1	0,6	1,9	0,7	2,2	0,6
<b><math>\text{MgO}</math></b>	0,7	0,1	49,3	2,6	0,4	0,8	46,0
<b>Perda ao fogo</b>	17,8	4,24	7,23	10,65	11,68	17,07	6,43



Com base nos resultados da tabela 3, realizou-se a análise quantitativa, por meio da técnica de espectrofotometria de absorção atômica, a fim de quantificar os elementos químicos presentes em maior percentual nas amostras de pó de exaustão (tabela 4).

Tabela 4. Análise quantitativa das amostras de pó de exaustão via espectrofotometria de absorção atômica.

(%)	Tipo de forno						
	Cubilô A	Indução ABB	Indução C	Indução B	Cubilô C	Cubilô GHW	Indução EO
<b>Si</b>	11,1	3,3	4,63	3,96	10,4	12,1	1,62
<b>Zn</b>	17,7	47,8	2,02	21,3	22,8	18,2	22,2
<b>Fe</b>	10,6	18,2	23,4	31,8	11,1	11,0	17,5
<b>Al</b>	1,97	0,21	0,24	0,22	0,72	2,16	0,1
<b>Mn</b>	1,04	0,06	0,36	1,14	0,38	1,33	0,37
<b>Mg</b>	0,84	0,12	34,5	1,95	0,5	1,00	31,1

De acordo com os resultados das tabelas 3 e 4, o maior percentual de zinco, tanto na forma de elemento químico (47,8%) quanto na forma de óxido (61,8%), foi encontrado no pó de exaustão proveniente do forno de indução ABB. A amostra do forno de indução C evidenciou o menor percentual de zinco, tanto na forma de elemento químico (2,02%) quanto na forma de óxido (2,0%). Esse baixo percentual ocorreu em virtude da não utilização de sucata zincada no processo de fundição no período de coleta. Portanto, a amostra em questão não foi utilizada nas demais etapas do estudo. As amostras coletadas nos demais fornos apresentaram percentuais de zinco e óxido de zinco em torno de 20%. Conforme Havlík *et al.* (2006), o teor de zinco e ferro em pós de exaustão de fornos de fundição chega ao valor médio de 22,14 e 30,8%, respectivamente (tabela 5). Segundo Oustadakis *et al.* (2010) e Kukurugya *et al.* (2015), o teor de zinco em pós de exaustão pode variar de 8 a 40%.

Tabela 5. Percentual de zinco e ferro em pós de exaustão.

Zinco (%)	Ferro (%)	Referência
18,54	45	Antrekowitsch, 2001
19,4	24,6	Caravaca, 1994
23	30	Mordogan, 1999
13 – 22	11 – 45	Feenczci, 2001
2 – 46	10 – 45	Sofilic, 2004
34,6	42,5	Burstrom, 2004
20	30	Furukawa, 2004
22,3 – 24,35	30,37 – 35,3	Tedjar, 2004
39	22,1	Menad, 2004
15,9 – 26,7	32,3 – 37,7	Baik, 2000
21,1	31,25	McClelland, 2003
20	30	Leclerc, 2002
15 – 25	32 – 40	Cruells, 1992
13,6	29,8	Jarupisitthorn, 2003
21,8 – 32	19,3 – 25,5	Prado, 1993
18,5	29,1	Palencia, 1999
15 – 25	30 – 45	Zunkel
21,3	21,3	Castro, 2001
20,9	27,8	Havlík, 2004
<b>22,14</b>	<b>30,8</b>	<b>Valor médio</b>

Fonte: Havlík *et al.* (2006).

Com relação ao teor de ferro elementar e ao composto óxido de ferro III, encontrou-se o maior percentual no pó de exaustão do forno de indução B (31,8% e 40,3%, respectivamente). Os menores percentuais de ferro foram achados nos pós de exaustão dos fornos cubilô A, C e GHW (10,6, 11,1 e 11,0%, respectivamente). No pó de exaustão do forno de indução ABB havia um percentual de 18,2% de ferro. Os teores de zinco e ferro em pós de exaustão de fornos de fundição variam de acordo com a quantidade e o tipo de sucata empregada.

Com relação ao teor de umidade das amostras, notou-se maior valor (85%) para a amostra proveniente do forno cubilô GHW, tornando desfavorável a utilização desse resíduo no processo de extração, por causa da necessidade de secagem prévia. O pó de exaustão advindo do forno cubilô A apresentou teor de umidade em torno de 14%; as demais amostras, teor de umidade abaixo de 1%.

No tocante à granulometria (tabela 6), com exceção das amostras provenientes do forno cubilô GHW (alto teor de umidade), observou-se teor de finos (partículas com diâmetro inferior a 0,053 mm) em torno de 81,5% para as amostras provenientes dos fornos cubilô C e A e cerca de 96% para as amostras dos fornos de indução B, ABB e E0. Segundo Viviani (2010), a composição granulométrica varia caso a caso, sendo as partículas finas formadas por óxidos metálicos sublimados, as partículas médias por cinzas de coque e as partículas maiores por impurezas da carga, usura de refratários, partículas não combustas de coque e aditivos ou fundentes. O menor teor de finos dos fornos cubilôs C e A deu-se em consequência da presença de partículas médias provenientes de cinzas de coque e impurezas da carga, utilizadas nesse tipo de forno.

Tabela 6. Teor de finos nas amostras de pós de exaustão.

Peneiras (mesh)	Abertura (mm)	Tipo de forno				
		Indução ABB (%)	Indução E0 (%)	Cubilô C (%)	Indução B (%)	Cubilô A (%)
6	3,36	0	0	0	0	0
12	1,68	0	0	0	0	0
20	0,84	0	0,1	0	0	0,4
30	0,59	0	0	0	0,1	0,7
40	0,42	0	0	0	0,2	1,7
50	0,297	0,2	0	0,4	0,3	2,7
70	0,21	0,6	0,2	1,2	0,5	3,8
100	0,149	1,4	0,4	5,3	2,1	5,3
140	0,105	1,2	1,3	9,6	2,7	5,7
200	0,074	2,3	1,7	10,8	4,3	3,2
270	0,053	2,6	1,3	9,4	8,8	3,2
Prato		91,7	95	63,3	81	73,3
(AFS) módulo de finura		286,08	291,67	237,89	271,24	243,86
Teor de finos (%)		96,6	98	83,5	94,1	79,7

## Ensaio de lixiviação

Para esse ensaio, utilizou-se a amostra proveniente do forno de indução ABB, uma vez que teve os maiores teores de zinco (47,8%) e óxido de zinco (61,8%), bem como baixo teor de umidade (inferior a 1%) e alto teor de finos (96,6%), favorecendo

maior contato com a solução lixiviante durante o processo de extração. Para Cauduro & Roberto (2010), a granulometria influencia diretamente no processo de extração: quanto menor a granulometria, maior a área de contato e maior a extração.

A tabela 7 expõe os valores de pH das soluções extrato obtidas ao final de cada experimento, bem como a eficiência em extração de zinco de cada um dos tratamentos propostos. Observam-se, para a maioria dos experimentos, valor de pH abaixo de 2 e relação solvente/resíduo variando entre 20 e 30. Os valores da relação solvente/resíduo 10 e 13, ou seja, maior massa de resíduo na solução, favoreceram valores de pH maiores para as soluções extrato, em torno de 4.

Tabela 7. Valores de pH das soluções extrato e eficiência em extração de zinco (%) de acordo com os 11 ensaios realizados.

Experimento	Relação solvente/ resíduo – temperatura (°C)	pH	% de zinco na solução extrato	Eficiência em extração de zinco (%)
1	13 – 32	4,38	41,33	86,46
2	27 – 32	0,92	43,6	91,21
3	13 – 88	4,14	38,65	80,86
4	27 – 88	1,24	44,65	93,42
5	20 – 20	1,43	46,35	96,96
6	20 – 100	1,50	43,25	90,48
7	10 – 60	4,34	37,75	78,97
8	30 – 60	1,14	42,5	88,91
9	20 – 60	1,54	43,25	90,48
10	20 – 60	1,56	42,5	88,91
11	20 – 60	1,58	47,3	98,95

Avaliando os resultados da tabela 7 por meio do programa STATISTICA® 7.0, mediante análise de Pareto, pôde-se identificar e quantificar o efeito de cada um dos fatores (relação solvente/resíduo e temperatura) e de suas interações sobre a eficiência da extração de zinco obtido do pó de exaustão de fundição (tabela 8 e figura 1). Os coeficientes lineares, quadráticos e suas interações fazem parte do modelo matemático para compor o gráfico de superfície de resposta.

Tabela 8. Efeitos calculados para o planejamento fatorial  $2^2$ , com ponto central e configuração do tipo estrela, com nível de 95% de confiança, sobre a eficiência em extração de zinco (%). Legenda: \* = Efeito significativo, L = linear, Q = quadrático.

Variáveis	Efeito $\pm$ erro padrão
(1) Relação solvente/resíduo (L)	7,85472* $\pm$ 2,556219
Relação solvente/resíduo (Q)	- 9,30804* $\pm$ 3,050235
(2) Temperatura (°C) (L)	- 3,14104 $\pm$ 2,556219
Temperatura (°C) (Q)	0,530050 $\pm$ 3,050235
Interação entre (1) e (2) (L)	3,90500 $\pm$ 3,609658

A equação 1 mostra o modelo matemático ajustado obtido por intermédio de análise estatística, a fim de estimar o valor da variável resposta (eficiência em extração de zinco) para as variáveis independentes relação solvente/resíduo e temperatura, pertencentes ou não às faixas de valores estudadas.

$$z = 92,78324799711 + 3,9273588927058 * x - 4,6540211244696 * x^2 - 1,570522303854 * y + 0,26524852997438 * y^2 + 1,9525 * x * y + 0 \quad (\text{Equação 1})$$

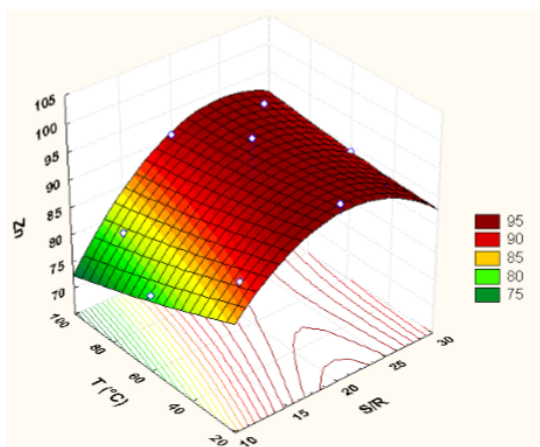


Figura 1. Efeito das variáveis relação solvente/resíduo (ml/g) e temperatura (°C) sobre a eficiência em extração de zinco (%).

O objetivo do uso da metodologia de planejamento fatorial é encontrar um modelo empírico que consiga prever as condições do processo de lixiviação, nesse caso por meio da avaliação da influência das variáveis de entrada, temperatura

e relação solvente/resíduo sobre a variável resposta, ou seja, a eficiência em extração de zinco. De acordo com os dados da tabela 8, vê-se que a variável temperatura não apresenta efeito estatisticamente significativo sobre a eficiência em extração de zinco. Segundo Havlík *et al.* (2006), a lixiviação de zinco é relativamente independente da temperatura, sendo a extração máxima de zinco obtida em temperaturas mais baixas (em torno de 30°C). Kukurugya *et al.* (2015) notaram a mesma tendência em seus estudos, ou seja, maior extração de zinco em 60°C do que em 80°C. Contudo a relação solvente/resíduo evidenciou efeito significativo sobre a eficiência em extração de zinco. Na figura 1 observa-se que valores de relação solvente/resíduo próximo às extremidades avaliadas (10 e 30) geram valores de eficiência menores. Há maior eficiência quando se utiliza a relação solvente/resíduo entre 15 e 25, independentemente da temperatura. Então, deve-se optar por um processo de lixiviação à temperatura ambiente, com vistas a minimizar os custos do processo. Avaliou-se também o rendimento em ferro, pois o objetivo do presente trabalho foi conseguir um extrato rico em zinco (elemento que tem sido usado progressivamente no processo de galvanização de aço-carbono, por exemplo), porém livre de ferro. Na tabela 9 e na figura 2 constam os efeitos dos fatores (relação solvente/resíduo e temperatura) e de suas interações sobre a eficiência em extração de ferro (%).

Tabela 9. Efeitos calculados para o planejamento fatorial 2<sup>2</sup>, com ponto central e configuração do tipo estrela, com nível de 95% de confiança, sobre a eficiência em extração de ferro (%). Legenda: \* = Efeito significativo, L = linear, Q = quadrático.

Variáveis	Efeito $\pm$ erro padrão
(1) Relação solvente/resíduo (L)	10,88182* $\pm$ 1,095424
Relação solvente/resíduo (Q)	- 4,60940* $\pm$ 1,307126
(2) Temperatura (°C) (L)	3,46140 $\pm$ 1,095424
Temperatura (°C) (Q)	- 1,09851 $\pm$ 1,307126
Interação entre (1) e (2) (L)	3,65000 $\pm$ 1,546857

A equação 2 mostra o modelo matemático ajustado obtido por meio de análise estatística, a fim de estimar o valor

da variável resposta (eficiência em extração de ferro) para as variáveis independentes relação solvente/resíduo e temperatura, pertencentes ou não às faixas de valores estudadas.

$$z = 10,218517397903 + 5,4409117123442 * x - 2,3046984131221 * x^2 + 1,7306988290163 * y - 0,54925351598409 * y^2 + 1,825 * x * y + 0 \quad (\text{Equação 2})$$

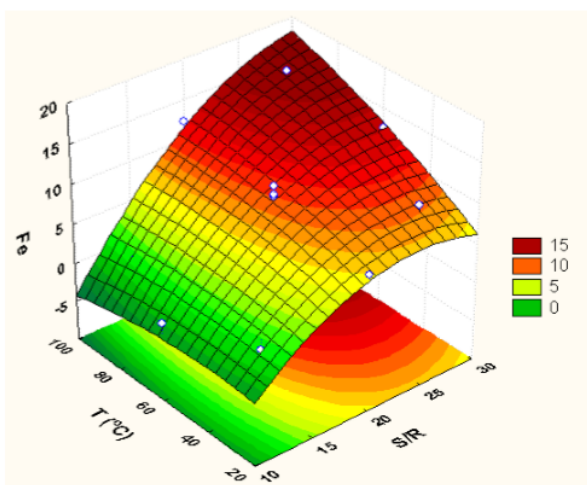


Figura 2. Efeito das variáveis relação solvente/resíduo (ml/g) e temperatura (°C) sobre a eficiência em extração de ferro (%).

A temperatura também não teve influência estatisticamente expressiva sobre a eficiência em extração de ferro (figura 2). Portanto, utilizando temperatura ambiente no processo de extração de zinco, íons ferro não serão extraídos do resíduo. Todavia a relação solvente/resíduo apresenta efeito estatisticamente significativo sobre a eficiência em extração de ferro. Valores de relação solvente/resíduo entre 25 e 30 favorecem maior eficiência em extração de ferro. Sugere-se, portanto, um processo à temperatura ambiente e com valor de relação solvente/resíduo em torno de 15. Dessa forma, a eficiência de extração de zinco seria em torno de 95%, e a do ferro, inferior a 10%.

Os resultados do presente trabalho são similares ou superiores aos reportados na literatura. Havlík *et al.* (2006) examinaram em escala laboratorial o comportamento de zinco e ferro em extração/lixiviação ácida, com  $H_2SO_4$  como agente lixiviante, e

as variáveis temperatura e concentração de ácido. A recuperação hidrometalúrgica de zinco foi de 75% utilizando  $H_2SO_4$  na concentração 1 M, temperatura de 30°C e relação solvente/resíduo de 12,5. Oustadakis *et al.* (2010) estudaram a caracterização, extração e recuperação do zinco em pó de exaustão de forno a arco elétrico. Os autores recorreram a um *software* estatístico e planejamento experimental, com o propósito de determinar os principais efeitos e interações de fatores no processo de lixiviação, como concentração do ácido e temperatura. A eficiência em recuperação de zinco atingiu 80%. Ao final os autores realizaram a purificação do licor de lixiviação e a eletrorrecuperação do zinco. Shawabkeh (2010), em testes com pó de exaustão de uma indústria de aço da Jordânia, avaliou diferentes concentrações de  $H_2SO_4$ ,  $HNO_3$  e HCl para a extração de zinco. O autor conseguiu maior extração de zinco usando 0,1 M de  $H_2SO_4$ , agitação de 900 rpm e temperatura de 50°C. Nessas condições, obteve-se percentual de extração de 72%. Kukurugya *et al.* (2015) averiguaram parâmetros de extração como temperatura, concentração, relação solução extratora/resíduo, entre outros, sobre o percentual de extração de zinco. Os autores constataram percentual de zinco em torno de 50%, sem a presença de íons ferro na solução extratora, usando  $H_2SO_4$  0,1 e 0,25 M, temperatura em torno de 60°C. Não houve influência estatisticamente significativa da relação solução/resíduo utilizada (50, 20 e 10). Com soluções extratoras mais específicas – (a) ácido iminodiacético 0,2 M, proporção solução extratora/resíduo 10 ml/g, 20°C, por 2 horas; (b) mistura ácido iminoacético: $NH_4Cl:NH_3.H_2O$  0,2:2:2M, 20 ml/g, 40°C, por 2 horas –, Zhang *et al.* (2017) atingiram percentual de extração de zinco entre 60 e 65%, com extração concomitante de ferro de 0 a 6%.

Assim, de acordo com os resultados apresentados neste trabalho, a utilização de solução  $H_2SO_4$  0,5 M, na proporção solvente/resíduo entre 15 e 25, e temperatura ambiente pode ser sugerida como processo alternativo para extração/reciclagem de zinco de pó de exaustão de indústrias de fundição.



## REFERÊNCIAS

Alibaba.com. 2017. Disponível em: <http://www.alibaba.com/show room/znso4-7h2o-price.html>. Acesso em abril/2017.

Barros Neto B, Scarminio IS & Bruns RE. 1995. Planejamento e otimização de experimentos. Campinas: Editora da Unicamp. 303 p.

Cauduro F & Roberto S. 2010. Avaliação comparativa de testes de lixiviação de resíduos sólidos. Disponível em: <http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/mexico26/xi-011.pdf>. Acesso em julho/2010.

Dutra AJB, Paiva PRP & Tavares LM. 2006. Alkaline leaching of zinc from electric arc furnace steel dust. *Minerals Engineering*, 19(2): 478-485.

Havlík T, Souza BV, Bernardes AM, Schneider IAH & Miskufová A. 2006. Hydrometallurgical processing of carbon steel EAF dust. *Journal of Hazardous Materials*, 135(1-3): 311-318.

Instituto Aço Brasil. 2017. Estatística preliminar. Disponível em: [www.acobrasil.org.br](http://www.acobrasil.org.br). Acesso em abril/2017.

Kukurugya F, Vindt T & Havlík T. 2015. Behavior of zinc, iron and calcium from electric arc furnace (EAF) dust in hydrometallurgical processing in sulfuric acid solutions: thermodynamic and kinetic aspects. *Hydrometallurgy*, 154: 20-32.

London Metal Exchange. 2017. Zinc price charts. Disponível em: <http://www.lme.com/zinc.asp>. Acesso em abril/2017.

Oustadakis P, Tsakiridis PE, Katsiapi A & Agatzini-Leonardou S. 2010. Hydrometallurgical process for zinc recovery from electric arc furnace dust (EAFD) – part I: characterization and leaching by diluted sulphuric acid. *Journal of Hazardous Materials*, 179: 1-7.

Shawabkeh RA. 2010. Hydrometallurgical extraction of zinc from Jordanian electric arc furnace dust. *Hydrometallurgy*, 104: 61-65.

Viviani V. 2010. Técnicas dos equipamentos nas fundições de ferro e aço. São Paulo: Abifa. 68 p.

Zhang D, Zhang X, Yang T, Rao S, Hu W, Liu W & Chen L. 2017. Selective leaching of zinc from blast furnace dust with mono-ligand and mixed-ligand complex leaching systems. Hydrometallurgy, 169: 219-228.

# **ESTUDOS DE CASO DE CONSERVAÇÃO AMBIENTAL**





# CAPÍTULO 8

# **GESTÃO COSTEIRA INTEGRADA DE SÃO FRANCISCO DO SUL, SC: SUBSÍDIOS PARA A IMPLANTAÇÃO DO PROJETO ORLA**

André de Souza de Lima  
**Universidade Federal de Santa Catarina**  
Celso Voos Vieira<sup>1</sup>  
**Universidade da Região de Joinville**  
Marinez Eymael Garcia Scherer  
**Universidade Federal de Santa Catarina**

## **INTRODUÇÃO**

A zona costeira brasileira concentra cerca de 20% da população do país, com densidade média cinco vezes maior que a nacional, e mais de 70% do produto interno bruto (PIB) é produzido na zona costeira (Gruber *et al.*, 2011). No entanto está cada vez mais evidente que o crescimento das atividades econômicas nas zonas costeiras sem um quadro integrado de políticas públicas faz com que seja dificultada a gestão dos recursos naturais (Clark, 1994). No caso do Brasil, essa situação já apresenta avançado comprometimento dos ecossistemas costeiros (Gruber *et al.*, 2011). A ocupação desordenada do território e a exploração predatória dos recursos naturais são a causa dos principais problemas ambientais no Brasil, sobretudo na zona costeira (Scherer *et al.*, 2010).

Como tentativa de planificar a ocupação do litoral brasileiro e a utilização de seus recursos naturais, o Brasil instituiu o

.....  
<sup>1</sup> E-mail para correspondência: celso.v@univille.br.

Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), por meio da Lei n.º 7.661/1988 (Brasil, 1988), e estabeleceu o Plano Nacional de Gerenciamento Costeiro (PNGC), o qual fez parte da Política Nacional para os Recursos do Mar (PNRM) e da Política Nacional do Meio Ambiente (PNMA). O PNGC II, regulamentado pela Resolução n.º 5/1997 (CIRM, 1997), estipulou vários instrumentos de gestão. O Decreto Federal n.º 5.300/2004 (Brasil, 2004), que regulamenta a Lei n.º 7.661/1988 (Brasil, 1988), estabelece o Projeto de Gestão Integrada da Orla Marítima (Projeto Orla), a ser desenvolvido pelos municípios costeiros. Esse instrumento identifica a orla como uma unidade paisagística e geomorfológica a ser delimitada como espaço de intervenção e gestão. De acordo com Oliveira & Nicolodi (2012), o projeto representa uma tentativa de integrar políticas urbanas, ambientais e patrimoniais por meio de uma ação integrada entre o Ministério do Meio Ambiente (MMA) e a Secretaria de Patrimônio da União (SPU), vinculada ao Ministério de Planejamento, Orçamento e Gestão (MPOG).

Em relação à situação da implantação do Projeto Orla no Brasil, mesmo após mais de uma década da concepção do projeto, menos da metade dos municípios que compõem a zona costeira possui um plano de gestão, e dos 17 estados costeiros, Pará e Maranhão não têm municípios atendidos (MMA, 2017). No tocante a Santa Catarina, o último registro realizado pela coordenadoria de projetos especiais da SPU aponta que, dos 30 municípios que fazem parte da zona costeira do estado, 15 já assinaram o termo de adesão ao projeto, entretanto apenas seis municípios iniciaram a sua implantação (SPU, 2013a; 2013b).

Em Santa Catarina, alguns desses instrumentos vêm sendo implementados, como o Plano Estadual de Gerenciamento Costeiro (Lei n.º 13.553 – Santa Catarina, 2005b). No entanto outros mecanismos importantes ainda não foram plenamente desenvolvidos. No caso do município de São Francisco do Sul,

setor norte do estado de Santa Catarina, nenhum dos instrumentos previstos foram implantados, nem mesmo o Projeto Orla.

Assim, o objetivo da presente pesquisa consiste em analisar a atual situação da orla do município de São Francisco do Sul com base nos princípios do Projeto Orla, a fim de auxiliar a gestão pública por intermédio de um processo analítico da orla marítima e terrestre do município.

## ÁREA DE ESTUDO

O município de São Francisco do Sul, com 498,6 km<sup>2</sup> de área territorial, está localizado na região nordeste do estado de Santa Catarina. É banhado pelas águas do Oceano Atlântico no setor leste e pelas águas do sistema estuarino da Baía da Babitonga no setor oeste (figura 1). Segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), em 2010 foram recenseadas 42.520 pessoas residentes na cidade, totalizando uma densidade demográfica de 86,25 hab./km<sup>2</sup>.

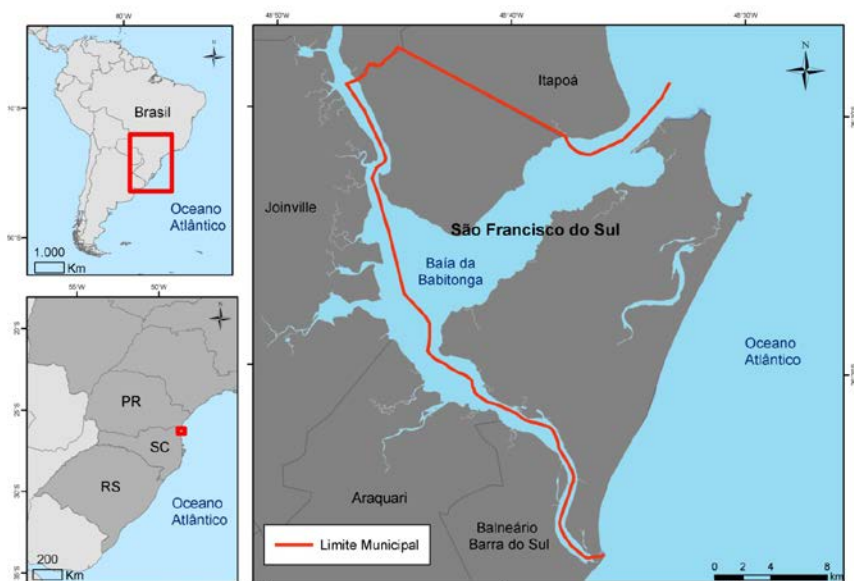


Figura 1. Localização do município de São Francisco do Sul.

Atualmente existem na localidade 13 bairros e um distrito industrial, os quais totalizam 140,55 km<sup>2</sup>, que compreendem o perímetro urbano. A área rural totaliza 358,09 km<sup>2</sup> de extensão, com grande ocorrência de vegetação nativa e pouca presença de atividade agrossilvopastoril, com destaque para a silvicultura no setor sudoeste da ilha.

Conforme Vieira (2015), a Ilha de São Francisco possui uma linha de costa com 263,61 km de extensão, com a ocorrência de ambientes de hidrodinâmica distinta, com praias expostas e semiabrigadas, assim como planícies de maré (estuarinas e lagunares) com ampla ocorrência de manguezais e marismas.

A região do litoral norte de Santa Catarina encontra-se sob domínio de um regime de micromarés (amplitude < 2 m), misto com regime predominante semidiurno, com amplitude média de 0,84 m, máxima de 1,9 m e mínima de 0,2 m durante os períodos de sizígia (Truccolo *et al.*, 2006).

A pluviosidade na região chega a cerca de 2.500 mm/ano. Os meses mais secos do ano são agosto e junho, com 92,2 mm e 96,4 mm, e os mais úmidos são fevereiro e janeiro, com 281 mm e 248,1 mm, respectivamente (Pandolfo *et al.*, 2002).

## MATERIAL E MÉTODOS

No que tange à concepção e aplicação das diretrizes do Projeto Orla como objeto de estudo, destacam-se os trabalhos elaborados por Voicodic (2007), Bitencourt & Soriano-Sierra (2008), Longarete (2011), Diederichsen *et al.* (2013), Gondim (2012), Silva & Anjos (2012), Silva (2013) e Pinto (2014). Tais pesquisas serviram de base para o presente estudo, assim como os documentos e guias do Projeto Orla (MMA, 2006).

Já o material cartográfico utilizado para caracterizar a área de estudo foi adquirido em formato digital, constituído



principalmente pelas restituições aerofotogramétricas em escala 1:10.000 (do ano de 2006) e 1:2.000 (de 2007), ambas cedidas pela Prefeitura de São Francisco do Sul. O principal produto de apoio para a identificação e o mapeamento da planície costeira consistiu em ortofotos com escala de voo 1:10.000, obtidas no ano de 2010.

Cabe ressaltar que mediante fotointerpretação das ortofotos também se conseguiu identificar distintos níveis de ação antropogênica na Ilha de São Francisco do Sul, com a elaboração de um mapeamento de uso e ocupação do solo. Efetuou-se toda a produção cartográfica em ambiente SIG com a utilização do *software* ArcGIS 10<sup>®</sup> (ESRI, 2010).

Com o material cartográfico foi possível classificar a orla do município de São Francisco do Sul. A classificação seguiu o processo definido pelo Projeto Orla, dividido em cinco etapas, sucessivas e interligadas (figura 2).

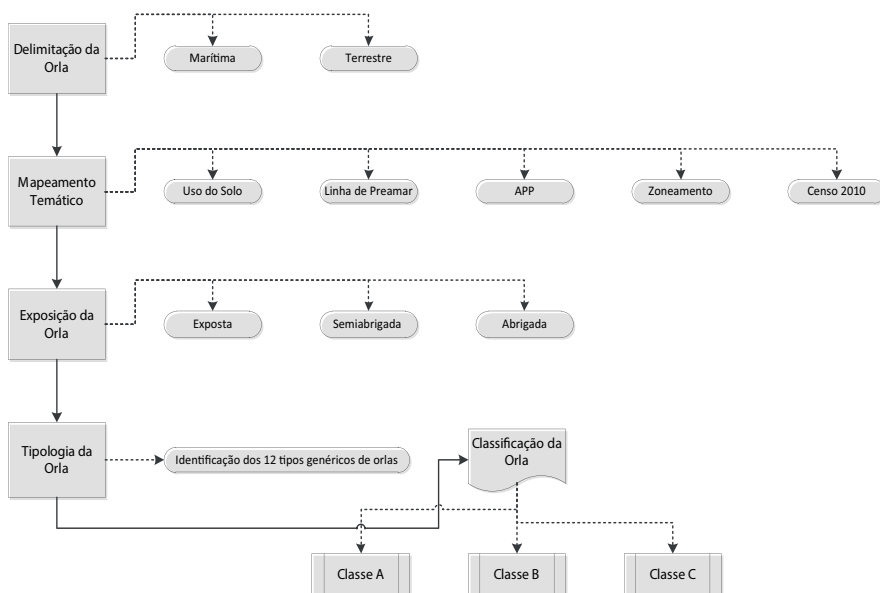


Figura 2. Fluxograma das etapas para classificação da orla. Fonte: primária, com base em MMA (2006).

A análise baseou-se no artigo 23 do Decreto n.º 5.300/2004 (Brasil, 2004) e consistiu na delimitação da orla marítima e terrestre de São Francisco do Sul. No entanto, com o intuito de tornar a análise mais abrangente, adotou-se uma faixa de largura contínua de 200 m ao longo da linha de costa independentemente do grau de urbanização, sendo assim mais abrangente do que a sugerida pela legislação vigente, que é de 50 m para áreas urbanas e 200 m para áreas não urbanizadas. Já na parte marinha se seguiu o colocado pelo Projeto Orla, ou seja, 10 m de profundidade.

Após a delimitação da área de estudo, confeccionaram-se mapas temáticos seriados, em escala 1:5.000, referentes a: a) uso e ocupação do solo, b) tipologia da orla marítima, c) unidades de conservação, d) zoneamento do município, e) terrenos da união, f) distribuição populacional no município (IBGE, 2010), g) classificação de tipologia da orla marítima de São Francisco do Sul.

Para a análise das Áreas de Preservação Permanente (APP) de São Francisco do Sul, usou-se o mapeamento elaborado por Parizzi (2013).

As áreas de uso especial citadas no Projeto Orla (MMA, 2006) configuram-se em unidades de conservação, terras indígenas e terras da União. As unidades de conservação foram obtidas por meio dos mapas digitais do Ministério do Meio Ambiente e do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio, 2017). A Prefeitura de São Francisco do Sul forneceu a informação sobre a delimitação das terras indígenas. A identificação da linha de preamar média de 1831 (LPM) e do limite de terrenos de marinha (LTM) foi adquirida das cartas topográficas de 1996 em escala 1:2.000, cedidas pela Secretaria de Patrimônio da União (SPU, 1996).

A classificação da tipologia de orla é um levantamento preliminar que dá condição à elaboração da classificação genérica

proposta pelo Projeto Orla (MMA, 2006). A citada classificação sugere três classes para a determinação da atual situação da orla, com o objetivo de amparar o planejamento de estratégias de intervenção e/ou conservação, para que seja possível alcançar o cenário desejado (quadro 1).

Quadro 1. Conceitos da classificação genérica da orla.

<b>Classe A</b>	Apresentam baixíssima ocupação, com paisagens com alto grau de originalidade e baixo potencial de poluição
<b>Classe B</b>	Apresentam de baixo a médio adensamento de construções e população residente, com indícios de ocupação recente, paisagens parcialmente antropizadas e médio potencial de poluição
<b>Classe C</b>	Apresentam médio a alto adensamento de construções e populações residentes, com paisagens antropizadas, multiplicidade de usos e alto potencial de poluição – sanitária, estética, sonora e/ou visual

Fonte: Adaptado de MMA (2006).

Realizou-se a classificação genérica da orla marítima de São Francisco do Sul com a análise integrada das informações supracitadas, com a soma das variáveis para o delineamento da classificação final da orla do município.

## RESULTADOS

Executou-se a delimitação da orla do município de São Francisco do Sul (figura 3) de acordo com as premissas do artigo 23 do Decreto n.º 5.300/2004 (Brasil, 2004). A orla marítima foi dividida em duas zonas com até 10 m de profundidade: orla abrigada e orla exposta à ação das ondas. A orla terrestre compreendeu uma área de influência de 200 m a partir da linha de preamar média. Assim, a orla marítima de São Francisco do Sul possui uma área de 139,7 km<sup>2</sup>, e a orla terrestre tem apenas 25,7 km<sup>2</sup>.

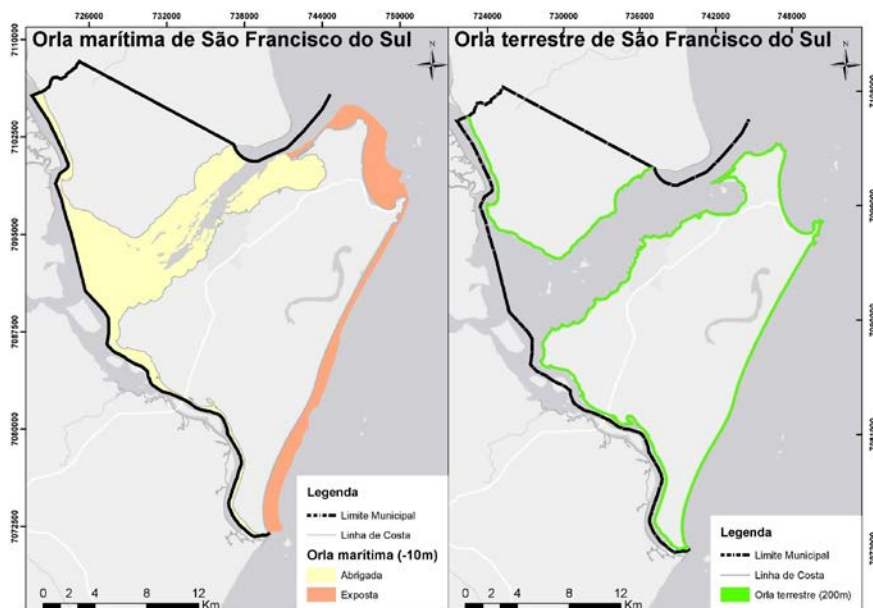


Figura 3. Delimitação das orlas marítimas e terrestres do município de São Francisco do Sul.

Para melhor visualização dos dados produzidos, disponibilizou-se o material da presente pesquisa em uma plataforma SIG gratuita, a qual possibilita o acesso aos mapeamentos elaborados na orla do município<sup>2</sup>.

A fim de auxiliar o enquadramento da tipologia da orla de São Francisco do Sul, elaboraram-se seis mapeamentos temáticos (figura 4).

Outra informação relevante para a gestão municipal refere-se à delimitação da LPM de 1831, a qual condiciona a delimitação de terrenos e acrescidos de marinha (LTM). Entretanto a informação resgatada das cartas topográficas em escala 1:2.000 (SPU, 1996) tem sua integridade geométrica comprometida e não compreende todo o município. Dessa

<sup>2</sup> <http://www.arcgis.com/apps/OnePane/basicviewer/index.html?appid=62f32b9d32a54024b42265be87761ca0>.

maneira, não foi possível fazer uma análise integral da informação, o que restringe o poder executivo municipal no reconhecimento das áreas com usos diferenciados para o planejamento municipal.

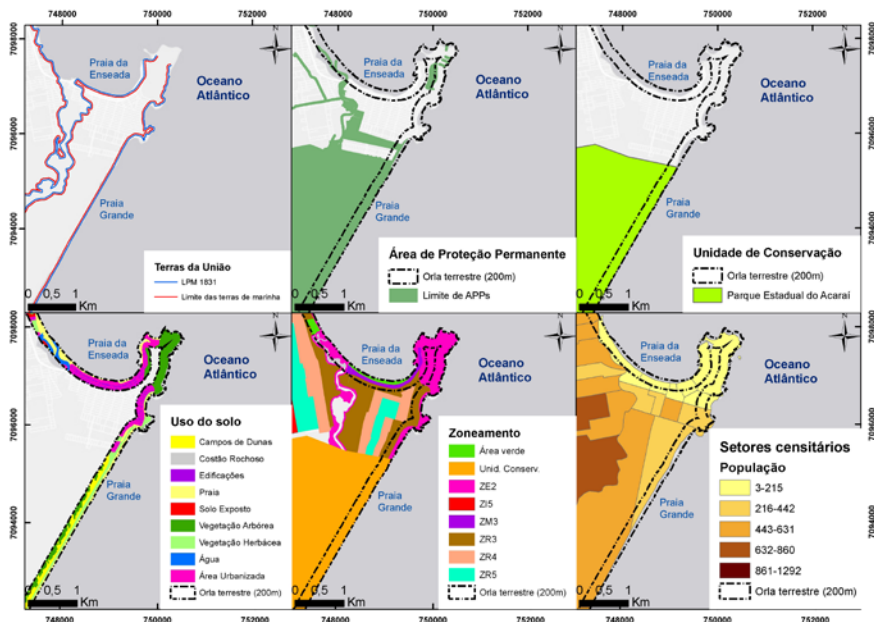


Figura 4. Mapeamentos temáticos do município de São Francisco do Sul.

Atualmente o município de São Francisco do Sul possui uma unidade de conservação estadual denominada Parque Estadual Acaraí, classificada como de proteção integral. De acordo com o Decreto Estadual n.º 3.517/2005 (Santa Catarina, 2005a), a criação da unidade de conservação ensejou a preservação do ecossistema de restinga, do seu valor cênico e de sua biodiversidade. Com uma área de 66,41 km<sup>2</sup>, o parque conta com um plano de manejo que descreve as zonas de usos permitidos e restritos, bem como as áreas prioritárias para conservação.

Outro espaço de restrição legal existente no município refere-se à reserva indígena Morro Alto, com 8,93 km<sup>2</sup>, localizada no setor oeste da ilha. A reserva possui extensas áreas vegetadas, porém com ocorrência de conflitos de uso identificada por trechos de silvicultura e agricultura familiar.

Constatou-se que as regiões com maior adensamento populacional permanente se situam nas proximidades do centro histórico e no bairro Iperoba (IBGE, 2010), todavia ressalta-se que durante o verão, por causa da grande atratividade turística, o norte da ilha (região dos balneários) normalmente apresenta um incremento populacional temporário que extrapola a oferta de infraestrutura urbana instalada.

O mapeamento de uso e ocupação do solo em escala 1:5.000 permitiu o reconhecimento de 12 classes de uso em uma faixa homogênea de 200 m paralela à linha de costa. Como se observa na tabela 1, as classes de uso de maior ocorrência na faixa examinada referem-se às áreas de manguezal (34,95%), sendo as de maior extensão na orla (8,96 km<sup>2</sup>), seguidas pela vegetação arbórea (30,1%), com a segunda maior área em extensão na orla (7,78 km<sup>2</sup>), e área urbanizada (14,35%). O mapeamento ainda mostrou a diversidade ambiental litorânea, assim como a identificação das classes de uso de maior expressividade.

Tabela 1. Classes de uso e cobertura do solo.

<b>Origem</b>	<b>Classes de uso e cobertura</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>%</b>
Antrópica	Área urbanizada	3,71	14,35
	Edificações	0,62	2,39
	Silvicultura	0,08	0,30
	Solo exposto	0,05	0,19

*continua...*

*continuação da tabela 1*

<b>Origem</b>	<b>Classes de uso e cobertura</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>%</b>
Natural	Costão rochoso	0,07	0,07
	Praia	1,77	6,84
	Dunas	0,39	1,50
	Água	0,44	1,70
	Manguezal	8,96	34,95
	Vegetação arbórea	7,78	30,10
	Vegetação arbustiva	0,11	0,42

As classes de uso e ocupação do solo enquadradas como de origem antrópica totalizam 17,23% da área estudada; as áreas classificadas como naturais abrangem 82,77% da faixa litorânea do município de São Francisco do Sul.

O resultado do mapeamento de uso e ocupação do solo evidenciou que a cidade possui extensas áreas litorâneas preservadas, que compreendem uma série de unidades geomorfológicas agrupadas em dois setores: o dominado por onda e o dominado por maré.

No setor dominado por onda, situado ao longo de toda a costa leste e norte da Ilha de São Francisco, há prevalência de unidades geomorfológicas de praias expostas e semiexpostas, com a ocorrência de campo de dunas, costões rochosos e esporões arenosos (no norte da ilha).

O setor dominado por maré ocorre ao longo de toda a faixa oeste e sul da ilha, assim como na porção continental, na localidade da Vila da Glória. A unidade geomorfológica com destaque na paisagem é a planície de maré, com típica ocorrência de manguezal e marismas. Observam-se, ainda, ilhas compostas por sedimentos, bancos e baixios e canais de maré (gamboas).

Em virtude da ocorrência de áreas naturais ao longo da faixa litorânea do município, constatou-se uma alta incidência de zonas protegidas pela legislação ambiental vigente. O espaço de maior restrição à ocupação refere-se às Áreas de Preservação Permanente (APP) instituídas pela Lei Federal n.º 12.651/2012 (Brasil, 2012). Parizzi (2013) constatou que 46,2% da orla marítima de São Francisco do Sul possui impedimentos à ocupação (tabela 2).

Tabela 2. Áreas de Preservação Permanente no município de São Francisco do Sul

<b>Tipologia de APP</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>Porcentagem (%)</b>
Recursos hídricos	52,06	0,14
Topo de morro	26,42	0,07
Manguezal	21,19	0,06
Dunas	8,20	0,02

Fonte: Adaptado de Parizzi (2013).

O Projeto Orla propõe uma classificação genérica da orla marítima que considera aspectos físicos e antrópicos, quanto à exposição da orla à ação de ondas e quanto ao grau de ocupação identificado. Assim, os mapeamentos temáticos apresentados neste estudo permitiram a identificação de 11 tipos de orla, ilustrados na figura 5. De acordo com a classificação realizada, as classes 3 (orla abrigada não urbanizada), 9 (orla exposta não urbanizada), 7 (orla exposta com urbanização consolidada) e 1 (orla abrigada com urbanização consolidada) são as que têm maior ocorrência no município, respectivamente.



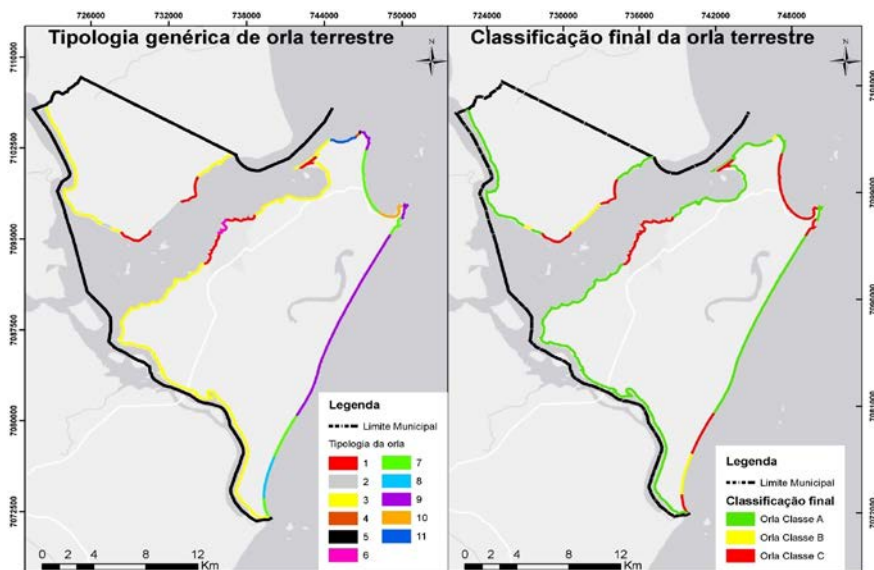


Figura 5. Tipologia genérica da orla: 1) orla abrigada com urbanização consolidada; 2) orla abrigada em processo de urbanização; 3) orla abrigada não urbanizada; 4) orla de interesse especial em áreas em processo de urbanização; 5) orla de interesse especial em áreas não urbanizadas; 6) orla de interesse especial em áreas urbanizadas; 7) orla exposta com urbanização consolidada; 8) orla exposta em processo de urbanização; 9) orla exposta não urbanizada; 10) orla semiabrigada com urbanização consolidada; 11) orla semiabrigada não urbanizada.

Após a identificação da tipologia da orla, os trechos de orla foram agrupados com o objetivo de nortear a elaboração de futuros planos de intervenção. Conforme as premissas do Projeto Orla (MMA, 2006), as tomadas de ações preventivas devem ser realizadas quando a classe for identificada como A; ações preventivas e corretivas têm de ser implementadas quando identificada a classe B; ações corretivas quando identificada a classe C.

A classificação final da orla marítima de São Francisco do Sul (figura 5) permitiu verificar que o município tem uma expressiva porcentagem de áreas conservadas. A análise indicou que 70% da faixa da orla é classificada como classe A, seguida pela orla classe C (23%) e orla classe B (7%) (tabela 3).

Tabela 3. Áreas da classificação final da orla marítima.

<b>Classificação da orla</b>	<b>Área (km<sup>2</sup>)</b>	<b>%</b>
Orla classe A	18,13	70
Orla classe C	5,94	23
Orla classe B	1,64	7

São Francisco do Sul é um dos 15 municípios do estado de Santa Catarina que já assinaram o termo de adesão ao Projeto Orla (processo SPU 04972.001079/2010-30). Contudo interromperam-se as atividades logo após a adequação e assinatura do termo de adesão em 2011. As etapas que envolvem a apresentação de seminários, oficinas, elaboração do Plano de Gestão Integrado e publicação de decreto regulamentando o plano estavam previstas para execução em 2013, e até o momento não foram identificadas evidências de evolução na implantação do projeto na cidade (SPU, 2013a; 2013b).

## DISCUSSÃO

A proposta de delimitação da orla na zona marinha e terrestre expressa no Decreto n.º 5.300/2004 (Brasil, 2004) e no Projeto Orla (MMA, 2006) foi elaborada com base em experiência internacional e estudos sobre a dinâmica costeira nacional. As definições apresentadas contemplam o princípio da precaução, pois envolvem variáveis ambientais ainda não suficientemente estudadas (MMA, 2006). Diante do exposto, a delimitação da zona marinha sugerida (até a profundidade de 10 m) pode ser considerada muito restritiva, visto que a profundidade de fechamento nas praias expostas à ação de ondas normalmente possui valores menores que 10 m (Abreu, 2011). Nesse sentido, as costas abrigadas e semiabrigadas, com baixa ou nenhuma exposição à ação de ondas, devem ser classificadas por outros critérios, embora estes não estejam explícitos nos citados estudos.

Os mapeamentos de uso e cobertura do solo e as APPs indicaram que o município de São Francisco do Sul detém extensas

áreas naturais protegidas pela legislação ambiental vigente. A situação citada é corroborada por Paz (2016), que identificou um acréscimo de 11,86% nas classes de uso do solo naturais desde 1986. O autor ainda analisou a mesma tendência nas APPs da localidade, com grande parcela de regeneração de vegetação em estágio inicial e manguezal.

Com base na classificação de tipologias genéricas propostas pelo Projeto Orla, identificaram-se em São Francisco do Sul 11 classes de um total de 12 classes existentes para a zona costeira nacional, o que demonstra uma grande heterogeneidade na paisagem costeira. De acordo com Oliveira e Nicolodi (2012), diante dos distintos padrões de desenvolvimento da orla identificados, a gestão do espaço deve decorrer da integração das dimensões econômica, social e ambiental, que refletem os diferentes interesses e necessidades dos diversos grupos sociais que atuam na zona costeira.

No que respeita aos principais instrumentos e conceitos relacionados à gestão costeira, observou-se um grande avanço teórico e metodológico no Brasil, todavia com pouco retorno prático na conservação dos ambientes costeiros, assim como visto na Espanha. Mesmo que com pouco efeito operacional na gestão costeira, as reflexões e os aprimoramentos no tocante aos instrumentos e às metodologias necessitam de constante aperfeiçoamento e novas abordagens. A gestão com base em ecossistemas e o planejamento espacial marinho, por exemplo, podem ser integrados às políticas existentes (Barragán, 2004; Barragán & Andrés, 2016).

Em relação aos princípios da gestão costeira integrada na elaboração de políticas públicas, paradoxalmente o Brasil é citado como um dos países com maior arcabouço legal no que se refere às diretrizes para gerenciamento da zona costeira, ainda que com baixo índice de operacionalização (Scherer *et al.*, 2010). A afirmação pode ser aplicada também na área de estudo, onde se constatou que a utilização dos instrumentos existentes para gestão costeira se encontra bastante incipiente.

É importante salientar que, assim como mencionado por Scherer (2013), o Projeto Orla tem como um de seus objetivos

incentivar o planejamento participativo em áreas cujo órgão regulador competente seja a SPU (terrenos de marinha), o que provoca um possível conflito de competências e permite a existência de um “vazio administrativo”. Em São Francisco do Sul, como grande parte de seu território se localiza em uma ilha, esse conflito pode ser acentuado. Além disso, ressalta-se que o município não possui Plano Diretor vigente, e, após a aprovação de uma diretriz para ordenamento territorial, a sobreposição de instrumentos de gestão pode também ser agravada.

A elaboração de um Plano Municipal de Gerenciamento Costeiro para São Francisco do Sul precisa ser incentivada paralelamente à implantação do Projeto Orla. Os impactos no ambiente costeiro não estão exclusivamente associados aos processos adjacentes à linha de costa, tampouco envolvem os agentes situados unicamente na região. A gestão integrada das bacias hidrográficas do município, por exemplo, deve também ser considerada uma prioridade para a gestão costeira (Scherer, 2013).

## REFERÊNCIAS

- Abreu JJ. 2011. Transporte sedimentar longitudinal e morfodinâmica praial: exemplo do litoral norte de Santa Catarina. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina.
- Barragán, JM. 2004. Las áreas litorales de España: del análisis geográfico a la gestión integrada. Cádiz: Ariel. 215 p.
- Barragán JM & Andrés M. 2016. Aspectos básicos para una gestión integrada de las áreas litorales de España: conceptos, terminología, contexto y criterios de delimitación. Revista de Gestão Costeira Integrada, 16(2): 171-183.
- Bitencourt N & Soriano-Sierra E. 2008. Gestão ambiental integrada da orla marítima. Estudo de caso: conflitos de uso do canal da Barra da Lagoa (Ilha de Santa Catarina, Brasil). REA – Revista de Estudos Ambientais, 10: 65-73.

Brasil. 2004. Decreto n.º 5.300, de 7 de dezembro de 2004. Brasília. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2004-2006/2004/decreto/d5300.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2004/decreto/d5300.htm). Acesso em maio/2017.

Brasil. 1988. Lei n.º 7.661, de 16 de maio de 1988. Brasília. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/l7661.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l7661.htm). Acesso em maio/2017.

Brasil. 2012. Lei n.º 12.651, de 25 de maio de 2012. Brasília. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_ato2011-2014/2012/lei/L12651\\_compilado.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/L12651_compilado.htm). Acesso em maio/2017.

CIRM – Comissão Interministerial para os Recursos do Mar. 1997. Resolução n.º 5, de 3 de dezembro de 1997. Brasília. Disponível em: <https://www.mar.mil.br/secirm/documentos/atas/resolucao-5-1997.pdf>. Acesso em maio/2017.

Clark JR. 1994. Integrated management of coastal zones. Roma: FAO. 167 p.

Diederichsen SD, Gemael MK, Hernandez AO, Oliveira A, Paquette M-L, Schmidt AD, Silva PG, Silva MS & Scherer MEC. 2013. Gestão costeira no município de Florianópolis, SC, Brasil: um diagnóstico. *Revista de Gestão Costeira Integrada*, 13(4): 499-512.

ESRI – Environmental Systems Research Institute. ArcGIS Desktop. 2010. Disponível em: <http://www.esri.com/software/arcgis/arcgis-for-desktop>.

Gondim HF. 2012. Planejamento, gestão e (re)ordenamento territorial da orla: o caso do Projeto Orla em João Pessoa – PB nos bairros do Bessa e Jardim Oceania. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal da Paraíba.

Gruber NLS, Strohaecker TM, Ayup-Zouain RN & Farina F. 2011. Subsídios à gestão costeira: vulnerabilidades ambientais e aspectos legais para normativas de uso e ocupação. *In: López RÁ & Marcomini SC (Eds.). Problemática de los ambientes costeros, Sur de Brasil, Uruguay y Argentina. Buenos Aires: Croquis. pp. 41-56.*

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 2010. Censo demográfico. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br>.

ICMBio – Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2017. Mapa temático e dados geoestatísticos das unidades de conservação federais. Disponível em: <http://www.icmbio.gov.br/portal/geoprocessamentos/51-menu-servicos/4004-downloads-mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-uc-s>. Acesso em maio/2017.

Longarete C. 2011. Caracterização geomorfodinâmica das praias da Lagoa e do Cardoso, Bombinhas (SC), fornecendo subsídios para um plano de gestão. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Oceanografia), Universidade do Vale do Itajaí.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2006. Projeto Orla: fundamentos para a gestão integrada. Brasília. 74 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2017. Municípios: PGI elaborados. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/gestao-territorial/gerenciamento-costeiro/projeto-orla/municipios-atendidos>. Acesso em maio/2017.

Oliveira MRL & Nicolodi JL. 2012. A gestão costeira no Brasil e os dez anos do Projeto Orla. Uma análise sob a ótica do poder público. Revista da Gestão Costeira Integrada, 12(1): 89-98.

Pandolfo C, Braga HJ, Silva Júnior VP, Massignam AM, Pereira ES & Thomé VMR. 2002. Atlas climático digital do estado de Santa Catarina. Florianópolis: Epagri. CD-ROM.

Parizzi LC. 2013. Delimitação das Áreas de Preservação Permanente do município de São Francisco do Sul – Santa Catarina. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade da Região de Joinville.

Paz JPS. 2016. Evolução do uso e cobertura do solo no município de São Francisco do Sul – Santa Catarina. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Engenharia Ambiental), Universidade da Região de Joinville.

Pinto AC. 2014. O Projeto Orla no litoral do estado de Santa Catarina. Dissertação (Mestrado Profissional em Planejamento Territorial e Desenvolvimento Socioambiental), Universidade do Estado de Santa Catarina.

Santa Catarina. 2005a. Decreto n.º 3.517, de 23 de setembro de 2005. Florianópolis. Disponível em: <http://server03.pge.sc.gov.br/LegislacaoEstadual/2005/003517-005-0-2005-003.htm>. Acesso em maio/2017.

Santa Catarina. 2005b. Lei n.º 13.553, de 16 de novembro de 2005. Florianópolis. Disponível em: <http://www.sds.sc.gov.br>. Acesso em maio/2017.

Scherer M. 2013. Gestão de praias no Brasil: subsídios para uma reflexão. *Revista da Gestão Costeira Integrada*, 13: 3-13.

Scherer M, Sanches M & Negreiros DH. 2010. Gestão das zonas costeiras e as políticas públicas no Brasil: um diagnóstico. *In: Barragán Muñoz JM (Ed.). Manejo costero marino integrado y política pública en Iberoamérica: un diagnostico. Necesidad de cambio. Cáizid: Red Ibermar. pp. 291-330.*

Silva MEM. 2013. Gestão sustentável da orla marítima em destinos turísticos costeiros: a percepção dos atores sociais. Dissertação (Engenharia e Gestão do Conhecimento), Universidade Federal de Santa Catarina.

Silva MEM & Anjos FA. 2012. Gestão da sustentabilidade em Meia Praia – Itapema (SC) sob a percepção dos visitantes e agentes locais. *Capa*, 5(2): 223-244.

SPU – Secretaria de Patrimônio da União. 2013a. Implantação da Coordenação Técnica Estadual do Projeto Orla SC (CTE/SC). Disponível em: [http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Projeto\\_Orla/SC\\_SPU/SPU\\_-V2\\_PTA\\_2012\\_comissao\\_tec\\_estadual.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Projeto_Orla/SC_SPU/SPU_-V2_PTA_2012_comissao_tec_estadual.pdf). Acesso em maio/2017.

SPU – Secretaria de Patrimônio da União. 2013b. Implantação do Projeto Orla – São Francisco do Sul. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Projeto\\_Orla/SC\\_SPU/SPU\\_PTA\\_-\\_P\\_Orla\\_Sao\\_Francisco\\_do\\_Sul.pdf](http://www.mma.gov.br/images/arquivo/80033/Projeto_Orla/SC_SPU/SPU_PTA_-_P_Orla_Sao_Francisco_do_Sul.pdf). Acesso em maio/2017.

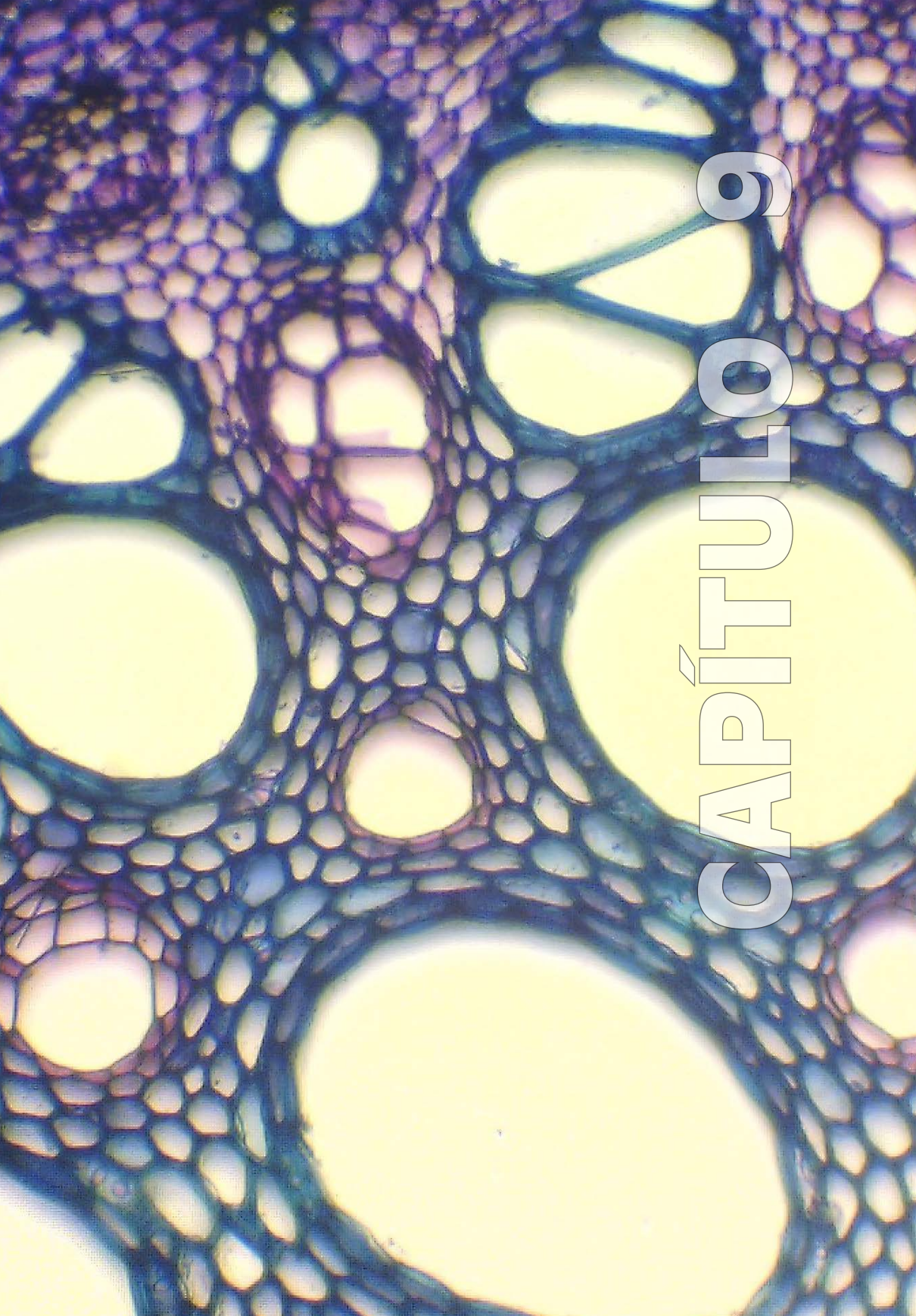
SPU – Secretaria de Patrimônio da União. 1996. Linha de preamar média de 1831. Executante: Aeroimagem, escala 1:2.000.

Truccolo EC, Franco D & Schettini CAF. 2006. The low frequency sea level oscillations in the northern coast of Santa Catarina. *Journal of Coastal Research*, SI39: 547-552.

Vieira CV. 2015. Evolução paleogeográfica da planície costeira do extremo norte da Ilha de São Francisco do Sul, Santa Catarina, Brasil. Tese (Doutorado em Geografia), Universidade Federal de Santa Catarina.

Voivodic R. 2007. Gestão ambiental e gerenciamento costeiro integrado no Brasil: uma análise do Projeto Orla em Cabo Frio – RJ. Dissertação (Mestrado em Geografia), Universidade Federal do Rio de Janeiro.





# CAPÍTULO 9

# O MANEJO DE PRODUTOS FLORESTAIS NÃO MADEIREIROS COMO SUBSÍDIO À CONSERVAÇÃO DOS ECOSISTEMAS NATURAIS CATARINENSES

Roberta Ramos<sup>1</sup>  
Alexander Christian Vibrans  
Fundação Universidade Regional de Blumenau

## EXTRATIVISMO DE CIPÓ-IMBÉ

Cipó-imbé e cipó-preto são nomes populares de *Philodendron corcovadense* Kunth. (sin. *Philodendron melanorrhizum* Reitz), uma liana da família Araceae comumente encontrada no bioma mata atlântica desde Pernambuco até Santa Catarina (Schneider & Mello Filho, 2001 *apud* Valente, 2009). Essa planta é de fundamental importância econômica para o núcleo de extratores, denominados cipozeiros, dos municípios litorâneos catarinenses que fazem divisa com o Paraná, como também para os municípios paranaenses pertencentes à Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba (Valente, 2009).

Segundo Valente (2009), *P. corcovadense* apresenta como características botânicas principais heliofitismo, cicatrizes caulinares em decorrência da perda de folhas, raízes alimentadoras de cor castanha, lâmina foliar sagitada de textura cartácea e coriácea medindo entre 16 e 30 cm de comprimento por 16 a 25 cm de largura e ainda nervuras principais em verde mais claro

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: robertaramos.bio@hotmail.com.

que a lâmina foliar (figura 1). Em termos reprodutivos, trata-se de uma espécie monoica com inflorescência do tipo espádice simples geralmente na cor branca e composta por flores masculinas na parte superior e femininas na parte inferior. A estrutura da espádice é protegida por uma bráctea do tipo espata verde em seu dorso e branca na porção ventral. O fruto produzido é do tipo baga, alaranjado. Quanto à fenologia, a espécie floresce de outubro a novembro e frutifica entre janeiro e fevereiro.



Figura 1. Folha de *P. corcovadense* (superfície adaxial).

As raízes alimentadoras de *P. corcovadense* são a matéria-prima de coletores e artesãos para confecção de cestas, balaios, chapéus e outros artefatos (figura 2).



Figura 2. Raízes alimentadoras de *P. corcovadense*.

O município de Garuva, situado no litoral norte catarinense, é um dos centros de produção de cipõ-imbé. Até a recente expansão industrial ocorrida em decorrência da inauguração do Complexo Portuário de Itapoá, a economia da cidade centrava-se na agropecuária, no extrativismo e no artesanato, além do comércio e dos serviços. Entre as atividades extrativistas, a coleta de palha (*Geonoma* sp.), taboa (*Typha* sp.) e cipõ-imbé (*Philodendron corcovadense*) figura como principal atividade econômica responsável pela geração de renda das comunidades envolvidas na atividade (Nova Cartografia Social dos Povos e Comunidades Tradicionais do Brasil, 2007).

De acordo com levantamento realizado por Antunes (2011), o artesanato de cipó-imbé envolve aproximadamente 280 famílias somente no município de Garuva. Com base em entrevistas com a comunidade de cipozeiros e artesãos das localidades São Joãozinho e Descoberto, no município de Guaratuba (PR), onde o extrativismo do cipó também é importante, Valente (2009) estratificou em quatro grupos os envolvidos com a atividade.

Ao primeiro grupo pertencem os coletores que residem nas comunidades rurais visitadas e trabalham com suas famílias tanto na extração de cipó quanto no seu beneficiamento e artesanato.

No segundo grupo estão os cipozeiros jovens, que também residem nas comunidades estudadas e se dedicam exclusivamente à extração de cipó para venda da matéria-prima (bruta ou limpa) aos que a utilizam na confecção artesanal de diversas peças. Por inexperiência e falta de conhecimento, esses coletores de cipó não tomam cuidados na coleta, de modo que a planta-mãe (ou “mãezera”, como a denominam) pode ser prejudicada pelo método de coleta ou ainda pela coleta de mais raízes do que a planta pode suportar, inclusive raízes não maduras. Isso ocorre porque a venda é feita por quilo; sendo assim, quanto mais cipó coletado maior a remuneração, haja vista o preço praticado à época de R\$ 0,60/kg de cipó bruto (figura 3).



Figura 3. Feixes de cipó bruto (raízes alimentadoras).

O terceiro grupo caracterizado por Valente (2009) é composto predominantemente por mulheres. De modo geral se verifica uma divisão de trabalho relacionada ao gênero. A coleta de cipó costuma ficar a cargo dos homens, por ser um serviço mais pesado, enquanto o artesanato propriamente dito compete às mulheres, crianças e aos adolescentes. Entretanto, em tempos de grande demanda, como Páscoa e Natal, as mulheres acompanham os homens na coleta e estes também colaboram na manufatura das peças. Há ainda mulheres que trabalham em toda a cadeia produtiva, de forma autônoma.

A quarta e última categoria é formada por coletores na área urbana que apenas coletam cipó e o vendem de forma bruta ou descascada para pequenas unidades de beneficiamento do centro da cidade, as quais manufaturam produtos de cipó, vime e outras fibras vegetais.

Percebe-se tal divisão também em Garuva, conforme o relato de um cipozeiro:

Antes tinha muito mais cipó. Tã acabando não é por causa da nossa tirada de cipó, porque se tira certo, o cipó brota de volta, não estraga nada. O pai tirou sempre cipó, há 50 anos; tirando assim certo, continua mais 50 anos. Diminuiu mesmo por causa do desmatamento, *desmatação*. Pra plantar pinheiro e eucalipto, também plantar arroz, pastagem, muita banana. O pior é que hoje tem muita gente que tira, quando aperta as contas, mas que não é cipozeiro, mal sabe andar no mato, entra e tira tudo, verde, maduro, tiram até a mãezera! Aí vende, bruto, tudo misturado. Antes não tinha quem vendia, era só pra uso próprio, pra fazer seu artesanato – aí vai se acabando, e a nossa fama que fica ruim. A gente quer licença pra tirar do mato, e o pessoal que não sabe tirar acaba atrapalhando.

Também tem de combinar com dono da terra pra entrar no mato, tem muitos que não deixam, porque acha que a gente vai tirar palmito, ou porque não quer gente andando na terra deles. Mas quando vai tirar cipó, só dá para tirar cipó mesmo, que já é trabalho que chega (Nova Cartografia Social dos Povos e Comunidades Tradicionais do Brasil, 2007).

A estratificação da cadeia produtiva inicia-se com a inserção do cipozeiro em uma economia de mercado desagregadora que desconsidera o valor cultural intrínseco ao trabalho. Atualmente o artesão produz itens totalmente

diferentes dos que produzia antes (figura 4) da entrada do intermediário ou “atravessador”, como chamam o comerciante que vem até suas casas. O intermediário traz cortes de compensado de diversas formas e tamanhos para compor as peças com os fios de cipó beneficiados pelos artesãos. Essa mudança substituiu o fundo trançado dos balaios e cestas e faz com que os artesãos produzam mais peças iguais, com menor valor agregado, em menos tempo.



Figura 4. Diferença entre artesanato tradicional e artesanato produzido sob demanda: A) balaios tradicional; B) peça para venda em atacado, com fundo de compensado.



Fenômeno semelhante ocorre no modelo de integração produtiva na agricultura em Santa Catarina. Sem participar ativamente de todos os momentos do processo produtivo, o agricultor aliena-se e passa a ser apenas uma das engrenagens de uma grande máquina, sem poder de decisão na maior parte do tempo, não determinando o valor de seu trabalho e aceitando passivamente que a remuneração seja imposta muitas vezes arbitrariamente pelo intermediário. Com os cipozeiros há uma interdependência do intermediário. Sem escolaridade, algumas vezes analfabetos, os cipozeiros esperam pelos “pedidos de peças” em suas casas, vão ao mato, coletam o cipó, descascam, põem para secar, passam na “passadeira”, “tecem” as peças, colocam na estufa (tratamento antifúngico baseado na queima de enxofre em pó, extremamente tóxico) e ao final do processo esperam novamente pelo intermediário, que leva as peças, paga o preço estipulado e deixa novos fundos de compensado para elaboração de novo pedido, e o ciclo recomeça (Valente, 2009). O fluxograma de produção está descrito na figura 5.



Figura 5. Fluxograma de produção de artesanato de cipó-imbê: A) seleção e coleta de raízes aéreas; B) formação de feixes de raízes para transporte; C) transporte de feixes (barco ou bicicleta); D) descasque e limpeza das raízes; E) raspagem e primeiro acabamento; F) diminuição de diâmetro das fibras na ferramenta chamada de “passadeira”; G) estufa, local onde se realiza tratamento antifúngico com enxofre e se estoca o produto pronto para comercialização.

Em outras palavras, em função da baixa remuneração, o volume coletado de raízes é cada vez maior, e a comunidade envolvida já sente escassez do recurso. A escassez origina-se não só pela sobre-exploração, como também pelo avanço das fronteiras agrícolas e industriais sobre os remanescentes florestais e pela falta de conhecimento acerca da biologia reprodutiva da planta por alguns cipozeiros.

Diante de toda a problemática aqui exposta, originou-se o Projeto Cipõ Imbê, no município de Garuva, com a identificação do problema de pesquisa por parte da equipe de extensionistas rurais do Escritório Municipal da Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri). Tal projeto foi uma das dez iniciativas apoiadas pelo Projeto Microbacias 2 em Pesquisa-Extensão e Aprendizagem Participativas (PEAP) (Ramos *et al.*, 2013).

As ações foram desenvolvidas na microbacia hidrográfica do Rio Saí-Guaçu, nas localidades de Mina Velha, Sol Nascente e Bom Futuro, e na microbacia hidrográfica do Rio Palmital, nas localidades Palmital, Baraharas e Barrancos, entre os anos de 2003 e 2009.

O projeto estava dividido em três frentes de trabalho: Design Integral, Manejo Sustentável e Economia Solidária. Esses três componentes eram coordenados por profissionais vinculados à Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC) e à Universidade do Estado de Santa Catarina (Udesc) e ligados transversalmente pelo componente Extensão Rural, desenvolvido pela Epagri por meio do Escritório Municipal de Garuva.

O projeto tinha como objetivos (Ramos *et al.*, 2013):

- Desenvolver critérios para manejo sustentável do cipõ-imbê na região de estudo;
- Viabilizar empreendimentos no contexto da economia solidária mediante organização da comunidade local para a comercialização justa, com vistas a estruturar uma unidade sustentável de produção e distribuição de artesanato de cipõ-imbê em Garuva;

- Conceber soluções sustentáveis de produtos, processos e segurança do trabalho para melhoria qualitativa do sistema.

Ações como a participação do grupo no Programa Globo Ecologia, no Programa Bom Dia Santa Catarina, no Fórum Social Mundial, na publicação de um fascículo do Projeto Nova Cartografia Social dos Povos e Comunidades Tradicionais do Brasil e ainda a produção de um vídeo sobre a atividade pela equipe do Departamento de Marketing e Comunicação da Epagri ajudaram a divulgar a iniciativa e sensibilizar a comunidade científica sobre as demandas de pesquisa envolvendo a espécie, o que gerou alguns trabalhos de conclusão de curso, artigos, dissertações e teses focados principalmente em etnobotânica.

Ao final do projeto se conquistaram muitos resultados qualitativos. Entre eles, o principal foi o resgate da dignidade e autoestima das comunidades de cipozeiros com a visibilidade que passaram a ter no município e na região. Os artesãos cipozeiros deixaram a condição de marginalizados para assumir o *status* de povo tradicional, que cultiva tradições e guarda saberes.

No entanto, mesmo com grande repercussão social, os objetivos do projeto não foram alcançados. O desenvolvimento das metas de manejo sustentável, por exemplo, demandava pessoal com formação específica na área das ciências florestais, inexistente nos quadros da Epagri na região. Outras demandas em *design* e socioeconomia que foram geradas com as visitas às comunidades também não foram atendidas. Os recursos para a pesquisa eram limitados e insuficientes para contratação de pessoal capacitado, ainda que em caráter temporário.

A equipe do escritório municipal da Epagri, composta na época por uma engenheira agrônoma, uma extensionista social e um auxiliar administrativo, atuava em assistência técnica e extensão rural nas cadeias produtivas de arroz, banana, mandioca, além dos atendimentos a uma aldeia indígena guarani, uma colônia de pescadores artesanais e um assentamento da reforma agrária. Além das ações de assistência técnica e extensão rural, operavam todas as políticas públicas federais e estaduais, como Programa Nacional de Crédito Fundiário (PNCF), Programa Nacional de Fortalecimento da Agricultura Familiar (Pronaf), Programa Terra

Boa, entre outros, que traziam consigo uma carga burocrática grande. Em resumo, a dificuldade em atender minimamente às demandas dessa comunidade tem origem na ausência de política florestal estadual alinhada com o perfil do pequeno produtor e do extrativista.

Como importante contribuição, o projeto apontou para demandas de pesquisa em botânica e ecologia que possam estabelecer critérios para manejo sustentável e licenciamento ambiental. Algumas delas são: inventário da espécie, descrição da anatomia das raízes adventícias, estudo do processo de regeneração radicular pós-extração, etnobotânica.

Uma experiência como a aqui descrita nos traz alguns ensinamentos. O primeiro deles é que uma equipe de extensionistas, para atender a esse tipo de demanda, deve ter parte do seu tempo reservada exclusivamente para tal finalidade. Outras culturas tradicionais, como arroz e banana, com associações e organizações regionais próprias, exercem uma pressão pela prioridade no atendimento, o que é legítimo. Portanto, apontam-se aqui dois caminhos. O primeiro seria destacar um profissional com formação específica na área florestal ou biológica para trabalhar prioritariamente questões como essa e outras que surjam. Como já descrito, em Garuva, assim como em outras cidades da região, há a exploração de diversas essências florestais que poderiam ter cadeias de valor desenvolvidas. O segundo caminho, na falta de condições de contratação de um profissional específico, seria o apoio institucional ao extensionista já lotado no município para que possa montar seu plano de trabalho, reservando um tempo razoável para desenvolver um trabalho contínuo e consistente na área, sem deixar de atender às outras demandas, desde que priorizadas.

Em segundo lugar, os objetivos do projeto não foram atingidos porque a proposta fugia do padrão que a Estação Experimental de Itajaí (centro de pesquisa estipulado pela Epagri para dar suporte ao projeto) tinha condições de proporcionar em pesquisa. O responsável designado para coordenar a parte de pesquisa do projeto era um engenheiro agrônomo com trajetória de investigação desenvolvida em horticultura. Embora tivesse

sido cogitado que a UFSC, por meio do Núcleo de Pesquisas em Florestas Tropicais, realizasse os inventários e censos populacionais da espécie, os recursos financeiros eram insuficientes para remunerar bolsistas e comprar os materiais necessários. Já existem equipes de pesquisa com capacidade técnica suficiente nas universidades públicas e privadas do estado. É preciso que estas sejam envolvidas efetiva e formalmente em projetos dessa natureza, isso partindo do pressuposto de que a Epagri realize ações de assistência técnica e extensão rural em situações como a relatada aqui.

Por fim, o profissional indicado para atender às comunidades envolvidas deve ter formação complementar em metodologias participativas, além da formação técnica florestal. Populações tradicionais têm um modo próprio de se relacionar com o ambiente onde vivem e modos peculiares de fazer e produzir que devem ser considerados no planejamento das ações de assistência técnica e extensão rural. O profissional precisa construir o conhecimento coletivamente, de modo a oferecer melhores condições de produção, não preterindo o saber tradicional.

## EXTRATIVISMO E PRODUÇÃO DE ERVA-MATE

A erva-mate (*Ilex paraguariensis* A. St. Hil. – Aquifoliaceae), uma árvore de aproximadamente 25 m de altura e 70 cm de diâmetro, nativa da América do Sul, distribui-se entre Paraguai, Argentina, Uruguai, Chile e Brasil. No Brasil a planta ocorre em estratos inferiores das florestas ombrófila mista e estacional decidual desde o Mato Grosso do Sul até o Rio Grande do Sul. As folhas são utilizadas na América do Sul como fitoterápico ou complemento alimentar há milênios (Lorenzi & Matos, 2008).

Suas folhas chegam a medir 20 cm de comprimento por 10 cm de largura em plantas localizadas no interior da floresta, onde a interação com espécies como *Araucaria angustifolia*, *Ocotea porosa*, *Cedrela fissilis*, *Cabralea canjerana*, mirtáceas, lauráceas e leguminosas diversas potencializa sua produção e aumenta sua frequência na área (Andrade, 2002).

Historicamente o consumo das folhas trituradas em infusão, seja quente ou fria, remonta às populações indígenas que habitavam a América do Sul. A bebida era consumida individualmente ou em grupos. O hábito foi adquirido pelos jesuítas que se estabeleceram na região do Paraguai e da mesma forma pelos paulistas que povoaram a região onde hoje é a cidade de Curitiba e também o Rio Grande do Sul (Gehhardt, 2013 *apud* Brandt & Silva, 2014).

Ao passo que as áreas de florestas, onde os ervais nativos ocorrem, vinham sendo substituídas por lavouras, a escassez da erva elevou o preço e estimulou a implantação dos reflorestamentos comerciais. Durante os séculos XIX e XX, a erva-mate foi um dos principais produtos brasileiros de exportação e inspirava preocupação quanto à perda de mercados e proteção à planta, conforme mensagem do governador Adolpho Konder ao Congresso Representativo em 22 de julho de 1927 (Santa Catarina, 1927, p. 37):

Foi sempre pensamento meu e uma das maiores preocupações do meu governo o estudo e a solução do problema da erva-mate.

Estou convencido de que a indústria ervateira, cujas perspectivas são da mais segura garantia para a vida econômica do Estado, necessita de uma intervenção decisiva por parte dos poderes públicos, de molde a que por assistência constante e pela provocação dos meios aconselháveis à expansão do seu comércio exportador, venha a ocupar lugar de destaque que deve desfrutar entre os fatores da nossa variada exportação.

Se, além disso, tomarmos em consideração a circunstância de que já não podemos, com segurança, contar com os mercados do Prata, porquanto a República Argentina se apresta confiantemente para libertar-se, dentro em breve, do suprimento brasileiro, outro caminho não poderia seguir o governo senão acautelar-se, de qualquer forma contra um possível deslocamento que o principal produto da

nossa exportação venha a sofrer nos centros consumidores com que conta presentemente. Por isso, achei de bom alvitre encarregar da sua propaganda nos mercados europeus o competente patrício Dr. Carlos Vianna, cujos trabalhos nesse sentido, já por ocasião da 5ª Exposição Internacional da Borracha e de outros Produtos Tropicais e Industriais, realizada em Londres, no ano de 1921, e agora, na 8ª Feira Comercial e Industrial, reunida em Bruxelas, em abril do corrente ano, foram coroados do mais auspicioso êxito.

Feita, pois, essa propaganda com mais inteligência e por processos mais eficientes num trabalho conjugado entre os governos da União e do Paraná, abrir-se-ão para o mate novos mercados de consumo, garantindo-se assim outros mercados para o excesso da nossa vasta produção.

A par disso e como medida de urgência, mandei pelo decreto n.º 29 de 27 de abril do corrente ano, regulamentar a lei n.º 1.487 de 17 de agosto de 1925, que estabeleceu prescrições para o corte e a exportação do mate e cujos artigos principais visam restringir a poda ao período que vai de 1.º de maio a 15 de outubro de cada ano, preceituando, igualmente, que as erveiras só deverão ser cortadas de baixo para cima, de modo a evitar-se a lasca dos seus galhos e marcando o prazo mínimo de três anos para o espaço entre uma e outra poda, proibida, ao mesmo tempo, a derrubada de ervais, excetuados os indispensáveis para trabalhos de construção de estradas de rodagem.

O tradicional abuso das mesclas de folhas, nocivas ou neutras, feitas com a erva pura, espero que tenha cobrança com as penalidades cerceando o inescrúpulo pernicioso de desonestos produtores. As medidas repressivas

já vão mostrando eficiência e bons resultados, pondo a termo a uma prática condenável, que muito influiu para a desmoralização, nos mercados do Prata, da erva mate brasileira.

No planalto norte catarinense a exploração de erva-mate continua sendo uma importante atividade econômica e chegou ao valor bruto de produção de R\$ 102,2 milhões em 2014 (Epagri, 2015).

Os usos da erva-mate são os mais diversos, conforme tabela 1:

Tabela 1. Usos da erva-mate (*Ilex paraguariensis*).

<b>Bebidas</b>	Infusão quente ou fria	Chá-mate, chimarrão ou tererê
	Extrato de folha diluído	Refrigerantes, sucos, cervejas, vinhos
<b>Insumos para alimentos</b>	Clorofila e óleo essencial	Corante natural, conservante, sorvetes, balas, bombons, chicletes e gomas
<b>Medicamentos</b>	Extrato de cafeína e teobromina	Estimulante do sistema nervoso central
	Extrato de flavonoide	Tratamento da hipertensão arterial, bronquite e pneumonia
<b>Higiene geral</b>	Extrato de saponina e óleo essencial	Bactericida, antioxidante, esterilizante, emulsificante
	Extrato de folhas seletivo e clorofila	Perfumes, desodorantes, cosméticos e sabonetes

A exploração da planta pode se dar por meio do extrativismo ou do cultivo comercial estabelecido. Atualmente os ervais abrangem uma superfície de 450.000 km<sup>2</sup> no Brasil (Caron *et al.*, 2014).

O sistema de produção da erva-mate varia em função do grau de especialização do produtor e está dividido em três categorias: extrativista, não tecnificado e tecnificado (Andrade, 2002).



O sistema extrativista baseia-se em plantio de mudas para o adensamento do erval nativo, roçada para colheita e poda das folhas com foice ou facão em intervalos de dois ou três anos.

O sistema não tecnificado prevê o plantio e replantio (em caso de perdas acima de 20% em ervais grandes) de mudas produzidas ou adquiridas, utilização de lâminas protetoras para mudas, roçada para colheita e poda com o facão em intervalos de dois anos. As lâminas são basicamente dois pedaços de madeira (50 x 20 cm) dispostos contra o sol nascente e poente e servem para proteger as mudas da insolação em seu desenvolvimento inicial.

O sistema tecnificado consiste em plantio e replantio, lâminas, adubação verde ou orgânica com esterco animal, adubação química eventual, capina de manutenção ou pulverização de herbicida nas linhas de plantio durante os dois anos iniciais de implantação do erval, controle manual de pragas e poda bianual com tesoura.

Uma forma de sistema extrativista desenvolvido tradicionalmente no planalto norte catarinense é a caíva, também chamada de invernada ou ainda faxinal nas regiões limítrofes ao estado do Paraná. Nas caívas ocorrem concomitantemente o pastoreio de bovinos no estrato herbáceo, que pode ser formado por espécies nativas ou introduzidas, e a extração de erva-mate e de lenha do estrato arbóreo (Bona *et al.*, 2011).

Nas caívas, as árvores fornecem sombra aos animais, promovendo seu bem-estar, e ainda protegem os pastos de geadas mantendo-os produtivos por um período maior. Isso ocasiona ganho de produtividade no sistema. Durante o verão tais áreas também fornecem alimento volumoso ao gado, liberando outras áreas da propriedade para culturas comerciais de grãos e fumo, ainda muito presentes na região. A manutenção dessas áreas, mesmo que apresentem menor biodiversidade em relação às florestas nativas, constitui uma forma de garantir a subsistência de muitas famílias e ainda manter populações de espécies ameaçadas como araucária, canelas, imbuia, mirtáceas diversas e a própria erva-mate (Bona *et al.*, 2011).

Estima-se que as caívas estejam presentes em cerca de 39% dos estabelecimentos rurais da região e ocupem aproximadamente 70.000 hectares. A prática é significativa para o planalto norte e tem importância econômica e ecológica, pois muitas dessas áreas

servem de corredores que conectam fragmentos de floresta mais conservados (Bona *et al.*, 2011).

Em relação à exploração de erva-mate no sistema extrativista, a caíva pode ser interessante economicamente tanto pela possibilidade de usos múltiplos da floresta quanto pela produção de um produto de maior valor agregado. Segundo Mazuchowski (2003 *apud* Caron *et al.*, 2014), as ervateiras brasileiras preferem as ervas produzidas em ambiente sombreado, uma vez que estas são mais bem aceitas pelo consumidor, por serem mais suaves.

Caron *et al.* (2014), em estudo comparativo entre ervais cultivados a pleno sol em cultivo solteiro e ervais sob plantio de pínus, demonstraram que, embora o volume de biomassa produzido em cultivos sob pleno sol seja maior em relação a cultivos sombreados, a eficiência energética é maior nas áreas sombreadas em consórcio com outras espécies. A maior eficiência pode ser atribuída à difusão da luz sob dossel. Condição semelhante se observa nas áreas de caíva, revelando-as como potenciais geradoras de renda às populações rurais.

## EXPLORAÇÃO DE ARAUCÁRIA PARA COLETA DE PINHÃO

A araucária (*Araucaria angustifolia* (Bert.) O. Ktze. – Araucariaceae) é uma árvore característica da floresta ombrófila mista (FOM), popularmente conhecida também como pinheiro-do-paraná (Fundação Certi, 2012).

A cobertura original da FOM, conforme Klein (1978 *apud* Vibrans *et al.*, 2013), era de aproximadamente 42.850,56 km<sup>2</sup> ou 45% do território catarinense.

Em função do alto valor econômico de sua madeira, o corte da araucária foi intenso e impulsionou a economia dos planaltos sul e norte entre as décadas de 1950 e 1970, período conhecido como “ciclo do pinho”. A exploração chegou ao fim pelo esgotamento das árvores, fato que levou ao declínio da atividade madeireira na região (Floriani, 2007).

Esse modelo de exploração equivocado conduziu não só a araucária como também outras espécies importantes, como

imbuia (*Ocotea porosa*) e cedro (*Cedrela fissilis*), a uma severa redução de população. Tal quadro levou a FOM ao pior estado de fragmentação dentre as regiões fitoecológicas do estado, com 82% dos seus fragmentos não ultrapassando os 50 ha. A cobertura atual estimada é de 13.741,3 km<sup>2</sup> ou 24,4% da superfície do estado (Vibrans *et al.*, 2013).

Em termos genéticos as populações remanescentes de *A. angustifolia* encontram-se em estado delicado, por estarem isoladas e serem resultado do cruzamento de poucos indivíduos (Reis *et al.*, 2012). Todo esse cenário descrito e que inspira cuidados urgentes colocou a araucária na Lista Vermelha das Espécies Ameaçadas de Extinção da International Union for Conservation of Nature (IUCN) e na Portaria n.º 443 (MMA, 2014 – que revoga a Instrução Normativa n.º 06/2008 do Ministério do Meio Ambiente), documento em que aparece na categoria “Em perigo”. A Portaria n.º 443 proíbe o corte mas permite a exploração de produtos não madeireiros, como folhas e sementes.

Portanto, a coleta do pinhão (nome dado às sementes da araucária) já gera renda a muitos produtores das regiões de ocorrência da araucária em Santa Catarina e é uma atividade econômica importante que, seguindo alguns critérios técnicos, tem potencial para contribuir com a conservação da espécie.

O pinhão é uma semente classificada como recalcitrante, ou seja, apresenta alto teor de umidade. Trata-se de um fator que a torna fortemente perecível, sendo um dos pontos a atacar no processo produtivo, para que se possa elevar o tempo de vida de prateleira do produto e minimizar perdas (Fundação Certi, 2012).

No processo de exploração do pinhão existem aspectos importantes a considerar e que denotam a falta da presença de orientação técnica. Esses aspectos foram levantados pela Fundação Certi (2012) e serão descritos sucintamente a seguir:

a) Capital humano envolvido no processo: o capital humano que compõe a cadeia produtiva do pinhão é bastante diversificado e formado por produtores rurais, coletores (rurais ou urbanos), intermediários, centros de abastecimento, comércio varejista e consumidor. A coleta pode ser realizada pelo produtor em sua propriedade ou em terras de terceiros. Os grandes proprietários

em geral não se interessam pela atividade, por conta da baixa remuneração ao produtor, delegando a coletores autônomos esse trabalho. Verificam-se nesse segmento da cadeia baixo associativismo e alta periculosidade no processo de coleta, sobretudo quando é feita por escalada na árvore para derrubada das pinhas. Cabe ao intermediário o transporte, armazenamento e escoamento da produção da área rural para os centros urbanos. Os centros de abastecimento são as principais vias de acesso do pinhão aos mercados varejistas – mercados, supermercados e mercearias – dos grandes centros. Por fim, o consumidor é a pessoa física que adquire o pinhão, principalmente nos mercados varejistas;

b) Fluxo de produção: a produção e o consumo de pinhão em Santa Catarina são concentrados nos meses de março a agosto. Armazena-se a produção em temperatura ambiente ao longo da cadeia, desde o produtor até o comércio varejista. Estudos sugerem que o pinhão precisa ser armazenado imediatamente após a colheita a temperaturas próximas a 0°C e elevados teores de umidade relativa, para evitar germinação e desidratação da semente, fatores que desvalorizam o pinhão perante o consumidor (Amarante *et al.*, 2007). De acordo com David e Silochi (2010), o congelamento dos pinhões por até 90 dias não interferiu na qualidade das sementes em cocção, o que foi comprovado pelas autoras em testes sensoriais;

c) Processo de coleta do pinhão: existem dois tipos de coleta. Em um deles se coletam os pinhões e as pinhas que caem espontaneamente das árvores. Considerando que a maturação das pinhas não ocorre ao mesmo tempo em uma mesma árvore, esse método apresenta o inconveniente de que o coletor deve retornar muitas vezes ao local de coleta a cada nova pinha que cai. O outro método, por derrubada da pinha, pode ser realizado em solo, com o auxílio de uma vara de bambu ou ainda por meio de escalada da árvore; o coletor bate nas pinhas até que se desprendam e caiam no chão, onde outro coletor se encarrega de pegá-las. O processo é extremamente arriscado, pois os coletores sobem nas árvores geralmente sem equipamentos de segurança, e uma queda pode ser fatal;

d) Agregação de valor: a margem bruta de comercialização do pinhão é de 75,3%. Desse total, 41% fica com o intermediário, 16,5% com o atacadista (boxes de hortifrutigranjeiros dos centros de abastecimento), 17,6% com o varejista, enquanto 24,7% fica com o produtor. Em estudo realizado com 184 consumidores de pinhão, levantaram-se atributos desagradáveis da semente aos olhos do consumidor (Godoy, 2010 *apud* Fundação Certi, 2012). Foram citados: pinhão da safra anterior ou “velho”, pinhão bichado, falta de uniformidade, pinhão mofado e pinhão “chocho” (escamas férteis não fertilizadas ou abortadas). A metade dos entrevistados disse que compraria mais pinhão se apresentasse melhores condições. A pesquisa ainda aponta o preço como o último item a entrar na decisão de compra do consumidor, ao passo que cor, tamanho, brilho, diâmetro, frescor e sujidades são mais relevantes. A informação sugere um bom potencial de agregação de valor pela simples classificação dos pinhões. Além dessa possibilidade, a conservação das sementes no pós-colheita seria uma segunda forma de agregar valor ao produto *in natura*. Iniciativas na área do processamento do pinhão já existem, a exemplo do pinhão cozido congelado, pinhão moído para paçoca, pinhão em conserva e até mesmo cerveja de pinhão. A culinária regional tem diversos pratos típicos que podem vir a ser explorados em outras regiões do país caso os processos de beneficiamento e conservação do pinhão se consolidem e viabilizem a chegada da semente a longas distâncias;

e) Impactos ambientais da exploração do pinhão: de acordo com a Fundação Certi (2012), foram avaliados impactos sobre a fauna e a flora. Em relação aos dois processos de coleta já descritos, o que gera impacto mais severo tanto na fauna quanto na flora associadas à araucária é o processo de coleta por escalada na árvore e derrubada das pinhas. Quanto à fauna, a araucária possui três importantes interações com aves que merecem atenção. Uma delas é a interação com o grimpeiro (*Leptasthenura setaria*), que nidifica e forrageia exclusivamente na araucária. Embora não se alimente do pinhão, o grimpeiro pode ser prejudicado pela derrubada de seus ninhos, uma vez que a nidificação apresenta pequena sobreposição à época de produção de pinhão e sua coleta. As outras duas interações com a avifauna referem-se à migração do papagaio-da-serra (*Amazona pretrei*) e do papagaio-do-peito-roxo

(*Amazona vinacea*), atraídos pela safra do pinhão e condições ideais para o acasalamento. Embora não nidifiquem exclusivamente nas araucárias, pois há outras árvores, esses papagaios dependem do pinhão para se alimentar durante o acasalamento. Logo, a coleta de pinhão concorre com tais espécies na busca por alimento, gerando um impacto considerado médio. A criação de animais domésticos, como bovinos e suínos, no sub-bosque também é uma atividade prejudicial à regeneração de araucária, e o impacto é considerado grande.

Em termos gerais, mesmo havendo impactos envolvidos, a coleta de pinhão é uma atividade econômica que tem potencial para aliar a produção à conservação, desde que seguidos critérios técnicos simples, os quais poderiam ser sistematizados em parceria com a comunidade envolvida e o apoio de uma extensão especializada.

## REFERÊNCIAS

Amarante CVT, Mota CS, Megguer CA & Ide GM. 2007. Conservação pós-colheita de pinhões [sementes de *Araucaria angustifolia* (Bertoloni) Otto Kuntze] armazenados em diferentes temperaturas. *Ciência Rural*, 37(2): 346-351.

Andrade FM. 2002. Exploração, manejo e potencial sócio-econômico da erva-mate. In: Simões LL & Lino CF (Orgs.). *Sustentável mata atlântica: a exploração de seus recursos florestais*. São Paulo: Senac. 215 p.

Antunes DL. 2011. Cipozeiros em movimento: cultura material, conflitos territoriais e relações educativas em design. Tese (Doutorado), Pontifícia Universidade Católica do Rio de Janeiro.

Bona LC, Hanisch AL & Marques AC. 2011. Melhoramento de caívas no planalto norte de Santa Catarina. *Agriculturas*, 8(2): 6-11.

Brandt M & Silva NS. 2014. A coleta da erva-mate pela população cabocla do Vale do Rio do Peixe e Oeste de Santa Catarina: apropriação privada da terra e rupturas (décadas de 1900 a 1940). *Sociedade e Natureza*, 26(3): 459-469.

Caron BO, Santos DR, Schmidt D, Basso CJ, Behlin A, Eloy E & Bamberg R. 2014. Eficiência do uso da radiação solar por plantas *Ilex paraguariensis* A. ST. HIL. cultivadas sob sombreamento e a pleno sol. *Ciência Florestal*, 24(2): 257-265.

David AAR & Silochi RMHQ. 2010. Avaliação de métodos para conservação de pinhão. *Revista Faz Ciência*, 12(15): 207-216.

Epagri – Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina. 2015. Síntese anual da agricultura de Santa Catarina 2014-2015. Florianópolis.

Floriani GS. 2007. História florestal e sócio-lógica do uso do solo na região dos Campos de Lages no século XX. Dissertação (Mestrado), Universidade do Estado de Santa Catarina.

Fundação Certi. 2012. Análise integrada das cadeias produtivas de espécies nativas da floresta ombrófila mista e seus impactos sobre este ecossistema. V. I.

Lorenzi H & Matos FJA. 2008. Plantas medicinais no Brasil: nativas e exóticas. 2 ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum. 512 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2014. Portaria n.º 443, de 17 de dezembro de 2014. Brasília.

Nova Cartografia Social dos Povos e Comunidades Tradicionais do Brasil. 2007. Cipozeiros de Garuva: fascículo 9. Florianópolis.

Ramos R, Benevenuto DNC, Antunes DL & Simões MB. 2013. Projeto Cipó-Imbé: manejo sustentado, *design* integral e economia-solidária, desenvolvido no município de Garuva, SC. *In*: Benez M, Gómez CU, Pinheiro SLG & Simon A (Orgs.). Pesquisa-Extensão e Aprendizagem Participativas (PEAP): a formação de equipes interinstitucionais e a implementação de dez experiências piloto em Santa Catarina. Florianópolis: Epagri.

Reis MS, Mantovani A, Silva JZ, Mariot A, Bittencourt R, Nazareno AG, Ferreira DK, Steiner F, Montagna T, Silva FALS, Fernandes CD, Altrak G & Figueiredo GU. 2012. Distribuição da diversidade genética e conservação de espécies arbóreas em remanescentes florestais de Santa Catarina. *In*: Vibrans AC, Sevegnani L, Gasper AL & Lingner DV

(Orgs.). Inventário florístico florestal de Santa Catarina – diversidade e conservação dos remanescentes florestais. v. I. Blumenau: Edifurb.

Santa Catarina. 1927. Mensagem apresentada ao Congresso Representativo, a 22 de julho de 1927, pelo Dr. Adolpho Konder, governador do estado de Santa Catharina. Disponível em: <http://memoria.org.br/pub/meb000000517/rpescatarina1927/rpescatarina1927.pdf>.

Valente TP. 2009. Subsídios ao uso sustentável do cipó-preto – raízes de *Philodendron corcovadense* Kunth (Araceae). Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná.

Vibrans AC, McRoberts RE, Lingner DV, Nicoletti AL & Moser P. 2013. Extensão original e remanescentes da floresta ombrófila mista em Santa Catarina. *In*: Vibrans AC, Sevegnani L, Gasper AL & Lingner DV (Orgs.). Inventário florístico florestal de Santa Catarina – floresta ombrófila mista. v. III Blumenau: Edifurb.





# CAPÍTULO 10

# **REDE DE PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO DA SERRA DO AMOLAR: UM MODELO DE CONSERVAÇÃO INTEGRADO**

Letícia Larcher<sup>1</sup>  
Angelo Rabelo  
Diego Francis Passos Viana  
**Instituto Homem Pantaneiro**

## **INTRODUÇÃO**

A Rede de Proteção e Conservação da Serra do Amolar (RPCSA) é uma parceria entre organizações proprietárias de terras destinadas a ações conservacionistas. Foi criada em 2008 por iniciativa do Instituto Homem Pantaneiro (IHP), em conjunto com outras instituições envolvidas com a conservação da natureza e atuantes no Pantanal. É formada por áreas com múltiplos usos e *status* de conservação, que têm em comum o compromisso de integrar a sustentabilidade ambiental sem deixar de reconhecer que cada área é autônoma na sua gestão e possui objetivos diferentes. Sua formação foi uma iniciativa inovadora para a conservação de áreas naturais, pois une os três setores da sociedade: o primeiro, segundo e terceiro setores representados, respectivamente, pelo poder público, privado e organizações não governamentais (ONGs).

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: [leticialarcher@gmail.com](mailto:leticialarcher@gmail.com).

A RPCSA tem como objetivo principal proteger e conservar a biodiversidade do bioma pantanal, na região da Serra do Amolar, aumentando a proteção em torno do Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense (Parna Pantanal), consolidando um importante corredor de biodiversidade na Serra do Amolar. Com a otimização de recursos financeiros, técnicos e logísticos, a RPCSA busca identificar e implementar ações que contribuam diretamente para efetivar a proteção de áreas, assegurar a presença do Estado na região por meio da parceria público-privada, promover a integração harmônica entre conservação e desenvolvimento humano e, não menos importante, garantir a proteção e o conhecimento da biodiversidade por meio de estudos científicos.

Este artigo traz o histórico e o contexto que permeiam a RPCSA, com o propósito de demonstrar um modelo de conservação integrado que tem configuração empírica, mas apresenta resultados positivos para a conservação.

## PANTANAL E A SERRA DO AMOLAR

O pantanal é um ecossistema multinacional formado por terras de três países: cerca de 140.000 km<sup>2</sup> em território brasileiro, 15.000 km<sup>2</sup> em terras bolivianas e 5.000 km<sup>2</sup> em território paraguaio (Junk *et al.*, 2006). O bioma é parte integrante da Bacia Hidrográfica do Alto Paraguai (BAP), a qual possui uma área em território brasileiro de 361.666 km<sup>2</sup> (Silva & Abdon, 1998), setorizada em planalto (64%) e planície pantaneira (36%). A BAP é constituída por dois grandes ecossistemas, definidos pelo relevo e regime hídrico: o planalto, caracterizado pelo bioma cerrado, e a planície, onde se forma o bioma pantanal (PCBAP, 1997). Enquanto a altitude na faixa de transição pantanal-planalto varia entre 400 e 1.500 metros, no pantanal a altitude varia de 100 a 150 metros.

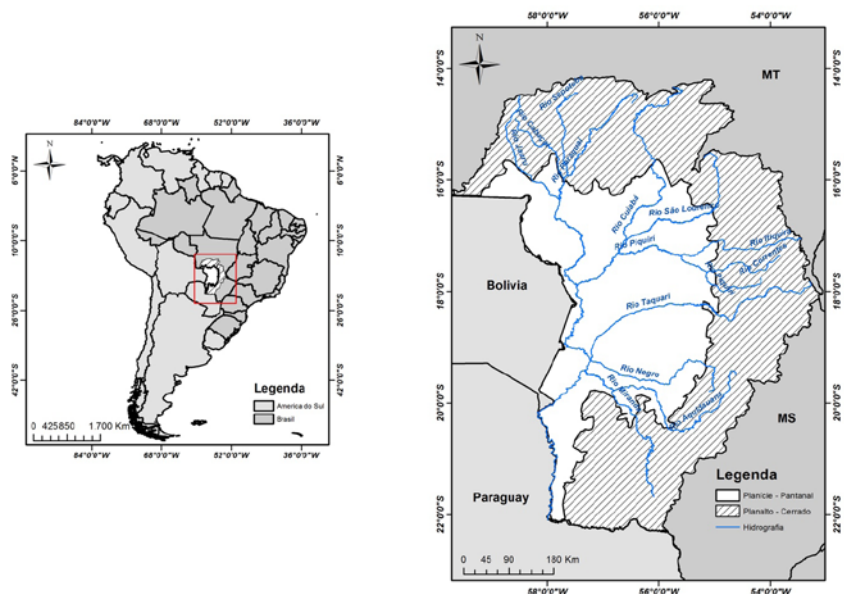


Figura 1. Localização geográfica da Bacia do Alto Paraguai, pantanal, Brasil, evidenciando a área de planaltos e planícies onde se insere o bioma pantanal.

A fitogeografia do pantanal compreende um mosaico de paisagens, graças a uma ampla diversidade de condições ambientais. As paisagens encontradas são influenciadas pelas floras adjacentes, com grande influência do bioma cerrado. Há diversas regiões com características de ecótonos de mata atlântica nas áreas de planalto, e no extremo norte há influência da vegetação amazônica (Silva *et al.*, 2000).

O clima do pantanal apresenta sazonalidade bem definida, com 25°C de temperatura média, e do tipo Aw (savana), quente e úmido no verão, com estação chuvosa de outubro a abril e seca no inverno, segundo a classificação de Köppen (Fernandes *et al.*, 2010). A precipitação média anual chega a 1.400 mm, variando entre 800 e 1.600 mm, e o período de chuvas concentra cerca de 70 a 80% da média pluviométrica anual (Silva & Abdon, 1998; ANA, 2005). As chuvas sazonais, características do solo predominantemente sedimentar e da baixa declividade do relevo, contribuem para

que os rios transbordem e formem uma grande planície alagada por cerca de cinco a seis meses do ano. O regime de inundação da planície tem variações periódicas anuais, com alternância de períodos plurianuais secos e de cheias, ambos acima da média (Jesus, 2003; Junk *et al.*, 2006).

O pantanal, inserido no domínio do Rio Paranã, é drenado pelos cursos inferiores e médios dos afluentes da margem esquerda do Alto Rio Paraguai, cujas cabeceiras estão localizadas no cerrado (MMA, 2017). Pode ser subdividido de acordo com as características florísticas, de solo, topográficas e a quantidade de água que drena pelos rios que o compõem, entre outros. Conforme a classificação de Silva & Abdon (1998), o pantanal pode ser dividido em 11 sub-regiões: Cáceres, Poconé, Barão de Melgaço, Paiaguás, Nhecolândia, Abobral, Aquidauana, Miranda, Nabileque, Porto Murtinho e Paraguai.

A sub-região do pantanal denominada Paraguai, em razão do rio, inclui áreas de Poconé (MT), Corumbá e Ladário (MS) e tem como limites a Serra do Amolar e o Maciço do Urucum (Silva & Abdon, 1998; Junk *et al.*, 2006). As características do pantanal nessa região são únicas, por ser a fronteira com o chaco boliviano e pela ocorrência de grandes baías permanentemente alagadas: Lagoa do Castelo, Vermelha, Mandioré, Gaíva e Uberaba (Jesus, 2003).

A Serra do Amolar, especificamente, tem início a cerca de 180 km da zona urbana do município de Corumbá e prossegue por mais 40 km ao longo da fronteira com a Bolívia até a divisa com o estado de Mato Grosso. Suas morrarias de origem Pré-Cambriana são o controle geológico do escoamento das águas do pantanal e exercem influência sobre rios, planícies e comunidades bióticas (Souza & Souza, 2010). Seu ponto mais alto, o Pico Amolar, possui cerca de 1.000 m de altitude, enquanto as outras morrarias que compõem a Serra do Amolar têm menor altitude. A vegetação é formada predominantemente por savanas gramíneas lenhosas inundáveis e não inundáveis, além de savana florestada e arborizada, floresta estacional semidecidual e áreas de transição com formações aluviais (Silva *et al.*, 2000).

A composição entre a planície pantaneira e a Serra do Amolar representa um dos maiores patrimônios de diversidade

biológica no Brasil (IHP, 2008). A região abriga espécies e processos ecológicos do pantanal e das morrarias da Serra do Amolar, com representantes de savanas inundáveis até campos de altitude com cerca de 1.000 metros de altura, formando um corredor biológico e geográfico potencialmente importante (Ecotrópica, 2003).

## O DESAFIO DE CONSERVAÇÃO ATUAL

O desafio de manter o *status* de conservação em áreas cuja atividade humana causa impactos é um dos maiores desafios da atualidade. O avanço da transformação econômica mundial exige novas posturas e decisões pautadas na gestão ambiental como elemento necessário à sobrevivência futura da produção em todos os setores (Ayach *et al.*, 2014). Dessa forma, a busca pela consonância entre desenvolvimento econômico e conservação do ambiente resulta em algumas estratégias de conservação que vêm se mostrando eficazes, por exemplo, a criação de áreas naturais protegidas. De acordo com a International Union for Conservation of Nature (IUCN, 2017), as áreas naturais protegidas são fundamentais para a conservação de biomas em todo o mundo, pois representam o movimento inicial para assegurar a sustentabilidade de recursos naturais e serviços ambientais.

Em um esforço de regulamentar a existência de áreas protegidas no Brasil, a Lei n.º 9.985/2000 normatiza o Sistema Nacional de Unidades de Conservação – SNUC (Brasil, 2000). Esse sistema embasa um conjunto de Unidades de Conservação (UCs) federais, estaduais e municipais, organizadas e protegidas juridicamente. As UCs são áreas destinadas à preservação e conservação de ambientes providos de belezas cênicas, de relevância histórica, entre outros, para as futuras gerações. Seu intuito é contribuir para a preservação e a restauração da diversidade de ecossistemas naturais, promover o desenvolvimento sustentável a partir dos recursos naturais, disseminar princípios e práticas de conservação da natureza no processo de desenvolvimento, além de proteger os recursos naturais necessários à subsistência de populações tradicionais,

respeitando e valorizando seu conhecimento e sua cultura e promovendo-as social e economicamente (Brasil, 2000).

A despeito do esforço de conservação ambiental, quando estrategicamente constituída, a existência de UC oferece uma visão estratégica aos tomadores de decisão. Segundo o SNUC, as UCs podem ser de proteção integral ou ter uso sustentável (Brasil, 2000), e a conservação do ambiente tende a ser mais efetiva quando ocorre a constituição de mosaicos de UC e outras áreas protegidas de gestão pública ou privada. Os mosaicos permitem a gestão integrada e participativa das áreas, de forma a conciliar biodiversidade, valorização de aspectos socioculturais da comunidade e desenvolvimento sustentável no contexto regional, o que representa uma alternativa viável para garantir a manutenção da biodiversidade. Tal conceito pode ser complementado com a existência de corredores ecológicos, que unem os fragmentos do mosaico e preenchem de forma simples as lacunas ambientais, ao conectar fragmentos de mata ou, preferencialmente, entre áreas protegidas.

A expansão do uso e a ocupação antrópica do solo constituem a maior causa de perda generalizada e fragmentação dos habitats naturais e podem levar ao maior evento de extinção global da história (Seoane *et al.*, 2010). O processo de fragmentação de habitats naturais tem como principal consequência a extinção local de espécies, em virtude da redução da área disponível, da perturbação do ambiente e do isolamento de pequenas populações nos fragmentos, tornando-as suscetíveis a efeitos de borda, mudanças ambientais ou variações demográficas (Fahrig, 2003). Portanto, a criação de áreas naturais protegidas torna-se eficaz não apenas para a conservação da área em si, como também forma corredores que asseguram a existência de espécies fragilizadas pela fragmentação.

Por suas características únicas, o pantanal é reconhecido como Patrimônio Nacional pela Constituição brasileira e Reserva

da Biosfera pela Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (do inglês United Nations Organization for Education, Science and Culture – Unesco, 2010). Ainda, tem *status* de uma das últimas 37 grandes áreas selvagens do planeta (Mittermeier *et al.*, 2003), incluindo três sítios da Lista de Zonas Úmidas de Importância Internacional reconhecidos: Parna Pantanal, Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) do Sesc Pantanal e RPPN Fazenda Rio Negro (MMA, 2010). Essa nomeação está sob tutela da Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional, chamada de Convenção de Ramsar, que é um tratado intergovernamental que designa o escopo de ação nacional e cooperação internacional para a conservação e utilização racional das zonas úmidas e dos seus recursos.

O pantanal, como um todo, é considerado um ambiente menos devastado do que outros biomas, como floresta atlântica, por exemplo, pois o desmatamento de áreas nativas é menor que 17% (Brasil, 2010). Entretanto cerca de 95% do pantanal está sob propriedade privada, o que dificulta ações de conservação e criação de novas UCs. Embora haja progressos nos estudos para a implantação de novas UCs e em planos de corredores ecológicos para interligar o pantanal com o cerrado e para conectar os diversos tipos de pantanais (Brasil, 2007), estamos distantes de um percentual satisfatório de áreas protegidas por UC no pantanal mato-grossense.

Apenas 4,6% do pantanal se encontra protegido por UCs, do qual 2,9% corresponde a UC de proteção integral e 1,7% a UC de uso sustentável (MMA, 2017). Todavia as RPPNs situadas no pantanal mato-grossense têm desempenhado um papel importante de complementar a proteção oferecida pelas UCs públicas (figura 2). Somadas as RPPNs federais e estaduais localizadas no pantanal mato-grossense, são 2.383,42 km<sup>2</sup> de área protegida, o que representa pouco mais de 1,5% do bioma. Assim, UCs públicas e privadas, juntas, chegam a proteger 6,1% do pantanal (figura 2).



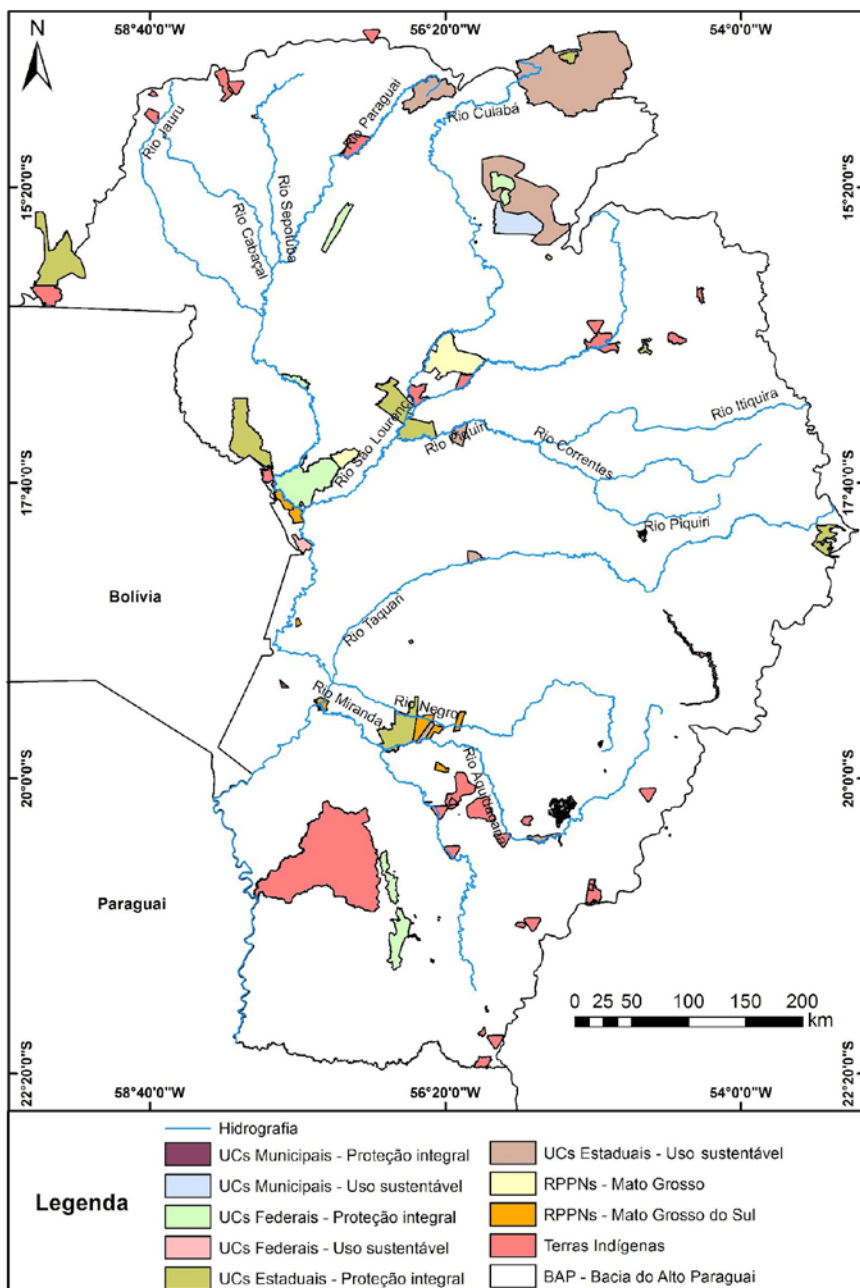


Figura 2. Unidades de Conservação legalmente estabelecidas no perímetro da Bacia do Alto Paraguai, Pantanal, Brasil.

## A REDE DE PROTEÇÃO E CONSERVAÇÃO DA SERRA DO AMOLAR

O Parna Pantanal é hoje a maior UC federal no bioma, com aproximadamente 135 mil hectares. Instituído por meio do Decreto n.º 88.392, de 24 de setembro de 1981, tem como gestor o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). A criação do Parna Pantanal teve como objetivo proteger e preservar o ecossistema pantaneiro, dentro dos limites do parque e na sua área de entorno, bem como sua biodiversidade, mantendo o equilíbrio dinâmico e a integridade ecológica dos ecossistemas contidos na área (MMA, 2017). Está localizado marginalmente à Serra do Amolar, por isso seus processos ecológicos estão intimamente interligados.

De forma simples, a incorporação de áreas conservadas ao entorno do parque poderia aumentar o fluxo gênico entre as populações, garantir a proteção da biodiversidade e manutenção de espécies, especialmente as classificadas como vulneráveis à extinção, segundo a lista vermelha da IUCN. Espécies como tatu-canastra (*Priodontes maximus*), anta brasileira (*Tapirus terrestris*), queixada (*Tayassu pecari*), tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*), mutum-de-penacho (*Crax fasciolata*), arara-azul (*Anodorhynchus hyacinthinus*), além de espécies consideradas quase ameaçadas, como onça-pintada (*Panthera onca*), tatu-bola (*Tolypeutes matacus*) e gato-palheiro (*Leopardus colocolo*), ocorrem na região (PCBAP, 1997) e têm seu território de vida associado aos processos dependentes tanto da proteção da planície do Parna Pantanal quanto das morrarias da Serra do Amolar.

Anteriormente, em 2000, a região do Parna Pantanal e da Serra do Amolar foi declarada, pela Unesco, Patrimônio Natural da Humanidade, como área representante do bioma pantanal (figura 3). A área é formada pelo Parna Pantanal e pelas RPPNs Acurizal, Penha, Dorochê e Rumo Oeste, protegendo cerca de 187 mil hectares e abrigoando centenas de espécies ameaçadas (Unesco, 2010). Por causa da sua grande diversificação de habitats e potencialidades de cadeias tróficas, a Serra do Amolar funciona como centro de concentração competitiva de espécies e age como réplica às áreas de difusão (Unesco, 2010; Rabelo *et al.*,

2012). Nesse contexto, a criação da RPCSA deu-se com o intuito de fortalecer as ações de gestão integrada para conservação do pantanal (Moreira, 2011).

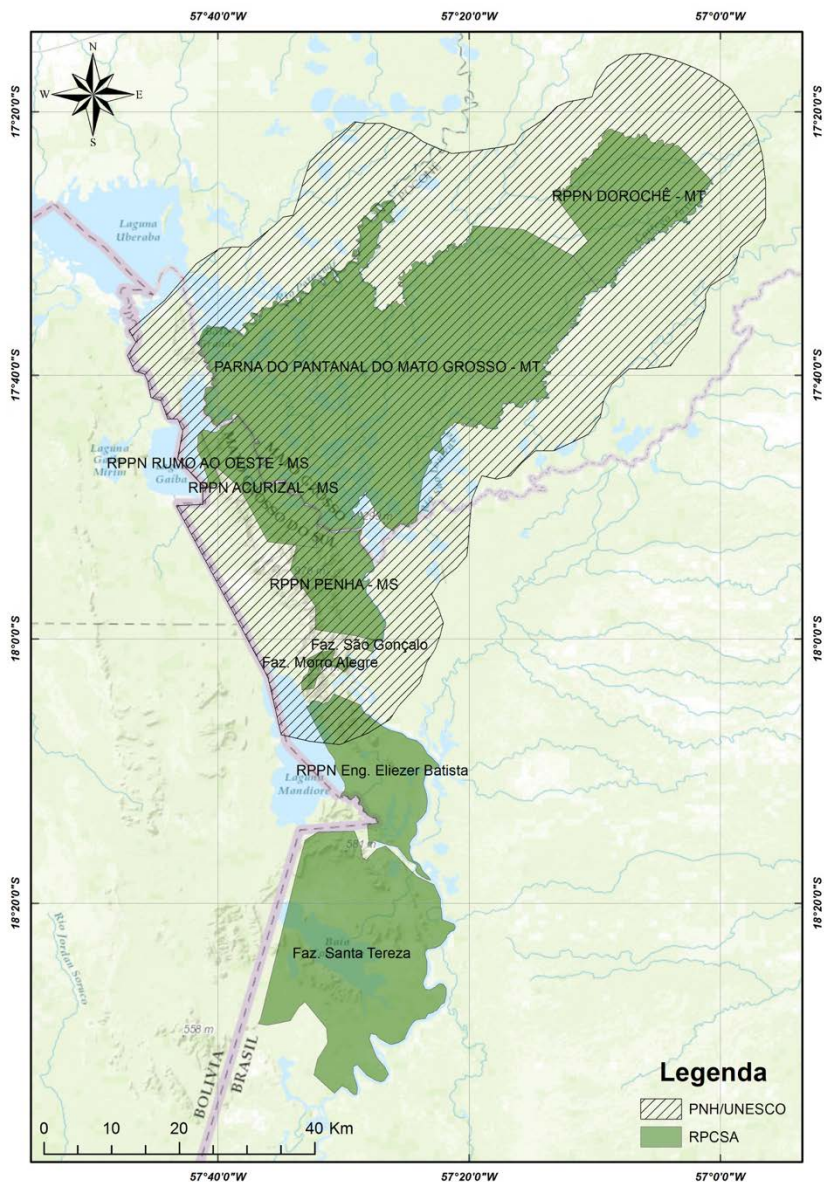


Figura 3. Localização geográfica da área declarada legalmente, em 2000, como Patrimônio Natural da Humanidade (PNH), Brasil.

## QUEM COMPÕE A RPCSA?

A RPCSA possui como propósito contribuir para a proteção das áreas no entorno do Parna Pantanal. Visa criar articulações incorporadas à proteção de um grande mosaico de terras, de forma a maximizar os meios e otimizar os recursos financeiros, técnicos e logísticos em prol da conservação do pantanal. Dessa maneira, durante sua concepção, percebeu-se a necessidade de um modelo de gestão integrado, em que não apenas o poder público ou privado estivesse envolvido com a tomada de decisão. Assim, a RPCSA nasceu como um conjunto de instituições em prol de um grande conceito de conservação.

A iniciativa partiu do IHP, uma organização não governamental situada no município de Corumbá (MS), em parceria com o Instituto Acaia Pantanal, a Fazenda Santa Tereza, a Fundação Ecotrópica e o ICMBio, unindo três setores da sociedade civil. Tais instituições assinaram um acordo de conservação que protege uma área total de 272.952 ha, dos quais 201 mil ha estão legalmente constituídos em órgãos competentes, criando assim a RPCSA (figura 4).

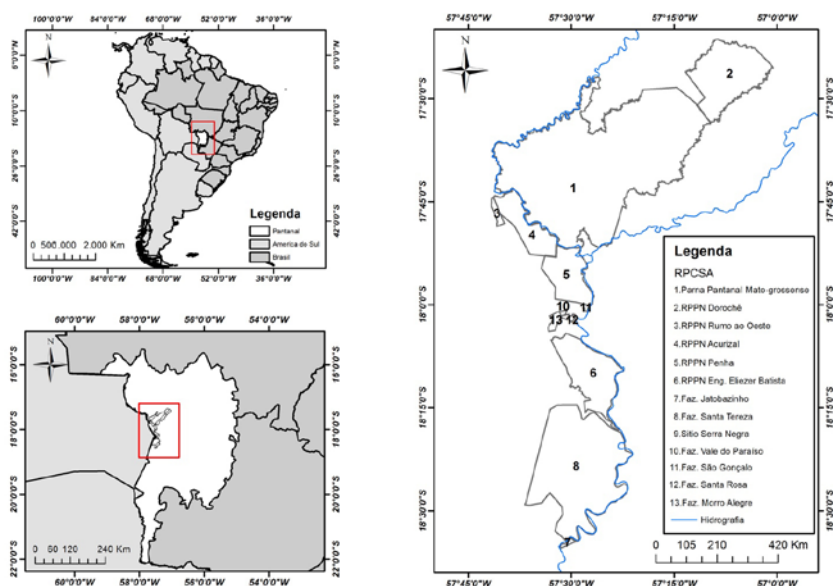


Figura 4. Localização geográfica da Rede de Proteção e Conservação da Serra do Amolar, Brasil.

No entorno do Parna Pantanal, que é o coração da RPCSA, há áreas com diferentes usos e *status* de conservação (figura 4):

- As RPPNs são representadas pelas seguintes áreas: RPPN Engenheiro Eliezer Batista, RPPN Rumo Oeste, RPPN Acurizal, RPPN Penha e RPPN Dorochê. As RPPNs Acurizal, Penha, Dorochê e Rumo Oeste, estabelecidas pela Portaria Ibama n.º 7, de 19 de fevereiro de 1997, pertencem à Fundação de Apoio à Vida nos Trópicos (Ecotrópica) e estão sob gestão do IHP. A RPPN Engenheiro Eliezer Batista, criada pela Portaria ICMBio n.º 51, de 24 de julho de 2008, é de propriedade e gestão do IHP;
- Áreas de conservação que não são instituídas legalmente como UC: Fazenda São Gonçalo, Fazenda Santa Rosa, Fazenda Morro Alegre, Fazenda Vale do Paraíso e Sítio Serra Negra, sob gestão do IHP, e Fazenda Jatobazinho, sob gestão do Instituto Acaia Pantanal. Essas áreas, embora de pequena extensão, estão localizadas entre as RPPNs Acurizal e Engenheiro Eliezer Batista e, portanto, têm enorme importância como corredor de biodiversidade entre as UCs. A Fazenda Santa Tereza, que possui 63.000 ha de área, dos quais apenas 3% são utilizados com atividade de pecuária, é uma área contígua à RPPN Engenheiro Eliezer Batista.

Tem-se como objetivo primordial proteger e conservar a biodiversidade da região. Dentro da RPCSA, a gestão das áreas acontece de modo colaborativo, incluindo a gestão do Parna Pantanal, sob o Acordo de Colaboração assinado entre ICMBio e IHP. Essa configuração e esse diálogo entre os setores não são comuns e, para a RPCSA, asseguram novas oportunidades de conservação (Rabelo *et al.*, 2012). Com a otimização de recursos financeiros, técnicos e logísticos, a RPCSA busca: identificar e implementar ações que contribuam diretamente para efetivar a proteção de áreas; assegurar a presença do Estado na região, por meio da parceria público-privada; promover a integração harmônica entre a conservação e o desenvolvimento humano e garantir a proteção e o conhecimento da biodiversidade por meio de estudos científicos.

No planejamento de gestão estão as ações de fiscalização, comunicação, pesquisa científica, prevenção e combate a incêndios

florestais, que são realizadas de forma coordenada em todas as áreas da RPCSA.

## RESULTADOS BREVES DA RPCSA

A RPCSA, em nove anos de existência, investiu cerca de R\$ 18 milhões, nos últimos 5 anos, para proteger e conservar um corredor de biodiversidade, revelando-se um modelo inovador e replicável de gestão integrada para conservação ambiental. O valor atual estimado das áreas privadas chega a R\$ 100 milhões, representando um ativo invalorável para o meio ambiente.

Ações secundárias foram decisivas para a proteção de áreas com alta biodiversidade fora dos limites do Parna Pantanal, como, por exemplo, o mapeamento e a fiscalização com imagens via satélite das áreas da RPCSA e das nascentes e margens do Rio Paraguai. Com as ações aplicadas, a RPCSA criou condições e infraestrutura para que o Estado esteja presente por intermédio da Polícia Militar Ambiental e de outros órgãos de apoio nessa área de difícil acesso, para fiscalização de infrações ao meio ambiente e maior segurança e prestação de outros serviços para a população local. A RPCSA ainda implantou um sistema integrado de radiocomunicação e internet disponível aos moradores da região e à Polícia Militar Ambiental.

Atualmente a RPCSA se encontra consolidada e cumpre o seu maior desafio: a união de diversos setores da sociedade que atuam de maneira integrada, em uma visão holística de conservação de um território, contemplando a interdependência homem e natureza.

## REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional das Águas. 2005. Strategic Action Program of the Integrated Management of the Pantanal and the Upper Paraguay River Basin – final report. Brasília: TDA Desenho e Arte. 320 p.

Ayach LR, Bacani VM & da Silva JF. 2014. Unidades de conservação no pantanal do município de Aquidauana – MS: uma análise da evolução do uso da terra e cobertura vegetal e suas implicações. *Caderno de Geografia*, 24(42): 139-154.

Brasil. 2007. Cerrado e pantanal: áreas e ações prioritárias para conservação da biodiversidade. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. (Biodiversidade, 17).

Brasil. 2000. Lei n.º 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidade de Conservação da Natureza – SNUC. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Brasil. 2010. Projeto de Monitoramento de Desmatamento dos Biomas Brasileiros por Satélite: PMDBBS Pantanal. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Ecotrópica – Fundação de Apoio à Vida nos Trópicos. 2003. Plano de manejo das RPPN Acurizal, Penha e Doroquê. Cuiabá.

Fahrig L. 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics*, 34: 487-515.

Fernandes IM, Signor CA & Penha J. 2010. Biodiversidade no pantanal de Poconê. Cuiabá: Centro de Pesquisa do Pantanal. 196 p.

IHP – Instituto Homem Pantaneiro. 2008. Plano de manejo da RPPN Engenheiro Eliezer Batista. Corumbá.

IUCN – International Union for Conservation of Nature. 2017. The IUCN red list of threatened species. Version 2017-1. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em maio/2017.

Jesus F. 2003. Classificação dos ecossistemas aquáticos do pantanal e da Bacia do Paraguai. Brasília: The Nature Conservancy. 108 p.

Junk WK, Cunha CN, Wantzen KM, Petermann P, Strüssmann C, Marques MI & Adis J. 2006. Biodiversity and its conservation in the pantanal of Mato Grosso, Brazil. *Aquatic Sciences*, 68: 278-309.

Mittermeier RA, Mittermeier CG, Brooks TM, Pilgrim JD, Konstant WR, Fonseca GAB & Kormos C. 2003. Wilderness and biodiversity conservation. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(18): 10309-10313.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2010. Cuidar das zonas úmidas – uma resposta às mudanças climáticas. Brasília. 28 p.

MMA – Ministério do Meio Ambiente. 2017. Unidades de conservação. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em maio/2017.

Moreira MV. 2011. Rede de proteção e conservação da Serra do Amolar: rompendo fronteiras para a conservação do pantanal. Dissertação (Mestrado em Estudos Fronteiriços), Universidade Federal do Mato Grosso do Sul.

PCBAP – Plano de Conservação da Bacia do Alto Paraguai. 1997. Diagnóstico dos meios físico e biótico. Brasília: Ministério do Meio Ambiente.

Pott A & Silva JSV. 2015. Terrestrial and aquatic vegetation diversity of the pantanal wetland. *Dynamics of the Pantanal Wetland in South America*, 37: 111-131.

Rabelo APC, Moreira V, Bertassoni A & Aoki C (Eds.). 2012. *Descobrimos o paraíso*. Rio de Janeiro: Instituto Homem Pantaneiro. 302 p.

Seoane CES, Diaz VS, Santos TL & Froufe LCM. 2010. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. *Pesquisa Florestal Brasileira*, 30(63): 207-216.

Silva JSV & Abdon MM. 1998. Delimitação do pantanal brasileiro e suas sub-regiões. *Pesquisa Agropecuária Brasileira*, 33: 1703-1711.

Silva MP, Mauro R, Mourão G & Coutinho M. 2000. Distribuição e quantificação de classes de vegetação do pantanal através de levantamento aéreo. *Revista Brasileira de Botânica*, 23: 143-152.

Souza CA & Souza JB. 2010. Pantanal mato-grossense: origem, evolução e as características atuais. *Revista Eletrônica Associação dos Geógrafos Brasileiros Seção Três Lagoas*, 11: 34-54.

Unesco – United Nations Organization for Education, Science and Culture. 2010. *Biosphere reserves – world network of biosphere reserves*. Paris: MAB Programme. 21 p.



# **ESTUDOS DE CASO DE CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE**





# CAPÍTULO 11

# **DISTRIBUIÇÃO DA DENSIDADE E RIQUEZA DA INFAUNA BENTÔNICA EM VERÃO E INVERNO NA PRAIA DA ENSEADA, SÃO FRANCISCO DO SUL, NORDESTE DE SANTA CATARINA**

Luciano Lorenzi<sup>1</sup>  
Miguel Angel Alvarenga Baran  
**Universidade da Região de Joinville**

## **INTRODUÇÃO**

De acordo com Muehe (1994), as praias são depósitos de sedimentos, mais comumente arenosos, acumulados por ação de ondas que, por apresentar alta mobilidade, se ajustam às condições de ondas e maré, atuando como um importante elemento de proteção do litoral. Ou seja, são ambientes compostos basicamente de água e areia onde a dinâmica de ondas e marés determina sua estrutura e classificação.

O Brasil possui uma costa de aproximadamente 9.200 km, constituída em grande parte por praias arenosas expostas (Reis *et al.*, 1999). Estas são ambientes transicionais, onde a morfologia e a dinâmica são identificadas pelo tamanho dos grãos do sedimento, pelo clima de ondas e pela amplitude de maré. A interação entre tais parâmetros origina o conceito de morfodinâmica. Cada um desses parâmetros possui considerável variação espaçotemporal, resultando em tipos de praias (Short, 1996).

Estudos sobre a ecologia de praias arenosas estão geralmente focados na estrutura das comunidades e suas relações com a morfodinâmica praial. Quando envolvem populações, eles são realizados principalmente com crustáceos, poliquetas e moluscos (McLachlan & Brown, 2006), organismos mais abundantes que compõem uma biota diversa adaptada a esses ambientes. Muitas

---

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: [llorenzi@univille.br](mailto:llorenzi@univille.br).

espécies conseguem tolerar um amplo espectro de variação morfodinâmica e manter populações abundantes tanto em praias refletivas como em dissipativas (Veloso *et al.*, 2006), resultando em uma distribuição vertical de organismos em zonas características, o que é conhecido por zonação (Neves *et al.*, 2007). Diversos fatores costumam ser relacionados à distribuição da infauna bentônica em praias arenosas, tais como: declividade da praia, diâmetro, temperatura e umidade do sedimento, salinidade, disponibilidade de alimento e, com menor importância, a competição e a predação. Embora seja difícil verificar a influência desses fatores isoladamente, vários autores consideram a morfodinâmica como elemento determinante na estruturação das comunidades bentônicas, na qual os aspectos físicos são predominantes (Borzone *et al.*, 2003; Dugan *et al.*, 2004). Vários autores consideram a infauna de praias arenosas como exemplo de comunidades fisicamente controladas (Dexter, 1983; Brown & McLachlan, 1990; Jaramillo & McLachlan, 1993). Segundo Veloso *et al.* (2006), a riqueza de espécies do médio-litoral apresenta pequena variação entre as praias, mas a densidade de algumas espécies é menor em praias urbanizadas, demonstrando uma relação negativa entre urbanização e densidade de espécies. Fernandes & Gomes (2006) concluíram que o tamanho dos grãos e o clima na zona de *swash* são as condições físicas que mais controlam as comunidades da infauna bentônica.

Os objetivos deste trabalho foram determinar a distribuição espacial e temporal da densidade e riqueza da infauna bentônica e relacionar tais padrões com as variações na morfodinâmica e nos parâmetros da água de percolação em verão e inverno na Praia da Enseada.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

A Ilha de São Francisco do Sul está localizada no norte do estado de Santa Catarina, entre as coordenadas 26° 10' – 26° 26'S e 48° 30' – 48° 47'O, e está limitada a norte e oeste com a Baía da Babilonga, a sul com o Canal do Linguado e a leste com o Oceano Atlântico. A Praia da Enseada está próxima da desembocadura

da Laguna Acaraí ( $26^{\circ}13'21,75''S$ ) e ( $48^{\circ}30'57,73''O$ ) (figura 1), localiza-se no quadrante nordeste da ilha e tem uma linha de costa com aproximadamente 2.260,00 metros de comprimento (Oliveira, 2013). Segundo Oliveira (2013), é uma praia com perfil que varia do estado refletivo no verão para intermediário no inverno, de granulometria que vai desde areia média a fina. Do ponto de vista de urbanização, essa praia é uma das mais ocupadas entre as praias de São Francisco do Sul e muito utilizada para turismo e recreação, principalmente nos períodos de veraneio.

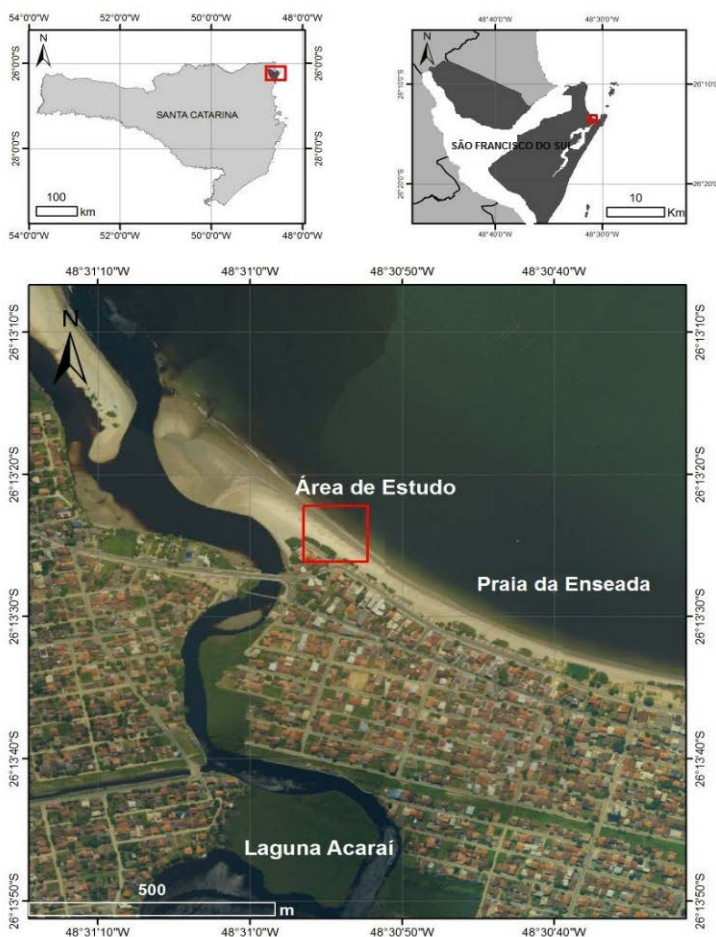


Figura 1. Mapa de localização da Praia da Enseada, São Francisco do Sul (SC), e área da praia onde as amostragens foram realizadas (quadrado vermelho – área de estudo).

## Amostragem da infauna bentônica

Para determinar a distribuição da densidade e riqueza da infauna bentônica, as amostragens foram realizadas em inverno e verão de 2015. Estipulou-se um setor entre a linha de ressurgência e a linha de deriva, que correspondeu ao médio-litoral. A fim de averiguar as variações na infauna, foi mantida a mesma localização do perfil onde ocorreram as amostragens. Estabeleceram-se aleatoriamente ao longo de 30 metros de largura do perfil quatro transectos perpendiculares à linha de costa, e foram distribuídos dez pontos equidistantes desde a linha de detritos até a linha de maré baixa de sizígia (figura 2). Em cada um dos 40 pontos dos transectos coletou-se uma amostra biológica com o auxílio de um cilindro de aço com área de 0,05 m<sup>2</sup>. No local, as amostras foram previamente lavadas em sacolas com malha de 500 µm de abertura, e o material retido foi acondicionado em sacos plásticos e fixado com formalina 10%. No laboratório os organismos foram separados sob microscópio estereoscópico e identificados com o auxílio dos guias de Amaral & Nonato (1996), Rios (1994), Melo (1996) e Melo (1999).

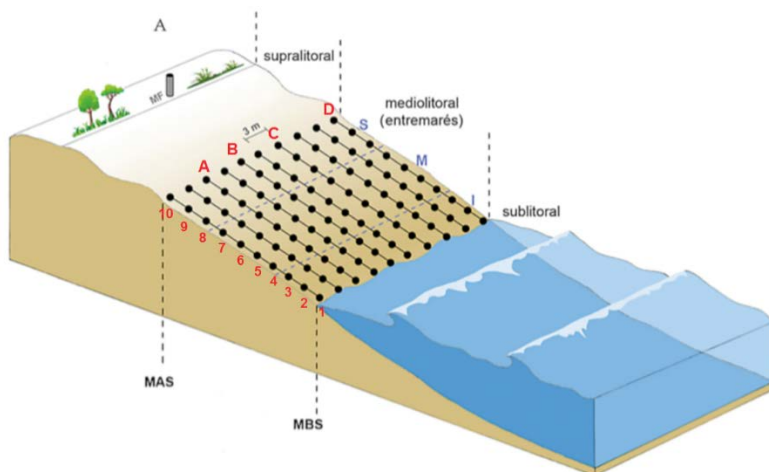
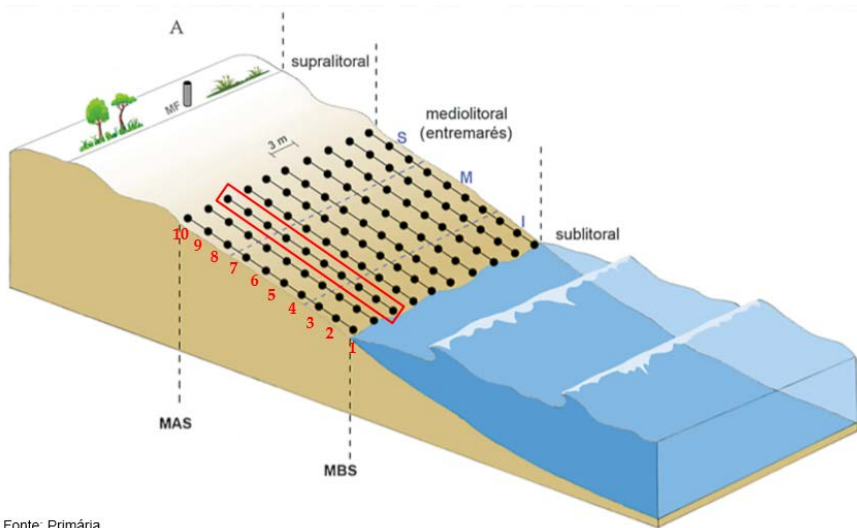


Figura 2. Desenho amostral com a disposição dos pontos de amostragem em seus respectivos transectos determinados randomicamente (A, B, C e D) no perfil da Praia da Enseada, desde a linha de ressurgência (ponto 1) até a linha de detritos (ponto 10). Legenda: níveis superior (S), médio (M) e inferior (I) do médio-litoral. MAS – maré alta de sizígia, MBS – maré baixa de sizígia. Fonte: Modificado de Rosa Filho *et al.* (2015).

## Amostragem do sedimento

Para a caracterização granulométrica, foram coletadas amostras de sedimento nos dez pontos (figura 3) de um dos transectos, acondicionadas em potes plásticos de 300 ml. No laboratório desidrataram-se as amostras em estufa a 60°C, para determinar a porcentagem de umidade do sedimento. As concentrações de carbonato de cálcio foram determinadas pelo método de Dean (1974), e os diâmetros dos grãos do sedimento, por pipetagem (Galehouse, 1971) e peneiramento (Suguio, 1973). Os valores de média, seleção, curtose e assimetria e as respectivas classificações verbais foram calculados com o método das Medidas dos Momentos por meio do aplicativo Sysgran 3.0 (Camargo, 2006).



Fonte: Primária.

Figura 3. Desenho amostral com a disposição dos pontos de amostragem de sedimento no perfil da Praia da Enseada desde a linha de ressurgência (ponto 1) até a linha de detritos (ponto 10). Legenda: níveis superior (S), médio (M) e inferior (I) do médio-litoral. MAS – maré alta de sizígia, MBS – maré baixa de sizígia. Fonte: Modificado de Rosa Filho *et al.* (2015).

## Amostragens dos parâmetros abióticos

No mesmo transecto de amostragem do sedimento definiu-se a declividade do perfil com uma mira ótica e uma régua graduada. A profundidade do lençol freático foi determinada com uma trena graduada, a salinidade da água de percolação com um refratômetro Digit 211 e a temperatura da água com um termômetro de mercúrio com escala em graus Celsius.

## Análise dos dados

Os resultados das variáveis ambientais foram representados graficamente para as comparações entre as estações do ano (inverno e verão) e os pontos (10 a 1) distribuídos no perfil da Praia da Enseada. Selecionaram-se os táxons quando apresentaram densidade mínima de 5 ind./0,05 m<sup>2</sup> e estiveram presentes em pelo menos três pontos do perfil. Realizaram-se testes não paramétricos de Kruskal-Wallis para comparar as distribuições da densidade total, do número de táxons e da densidade dos táxons nas estações do ano e nos pontos do perfil. Posteriormente foram feitos testes de comparação das distribuições da densidade total, do número de táxons e dos táxons selecionados em verão e inverno e nos pontos do perfil (Vieira, 2010). Para visualizar os agrupamentos de táxons nos pontos do perfil em inverno e verão e as relações com as variações da morfodinâmica da praia e parâmetros da água, efetuou-se a Análise Canônica de Correspondência. O teste de Monte Carlo foi aplicado para verificar quais variáveis ambientais influenciaram as distribuições dos táxons selecionados nos pontos do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão (Quinn & Keough, 2002).

## RESULTADOS

Os desníveis mostraram-se similares na porção inferior do perfil (pontos 1 a 5), com aumento gradativo do desnível do perfil no inverno em relação ao verão (pontos 6 a 10) (figura 4). A profundidade do lençol freático demonstrou a mesma tendência, com aumento no



inverno nos pontos 6 a 10 (figura 5). A porcentagem de umidade do sedimento em média foi de 24% no inverno e 30,5% no verão, com decréscimo da umidade desde os pontos inferiores até os superiores, aumentando no verão (figura 6).

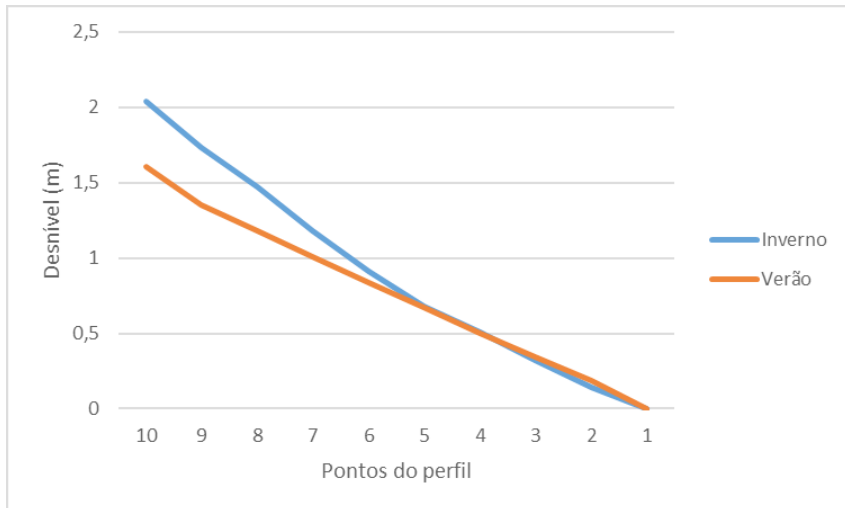


Figura 4. Variação do desnível do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão (valores dos pontos 10 a 1 do perfil).

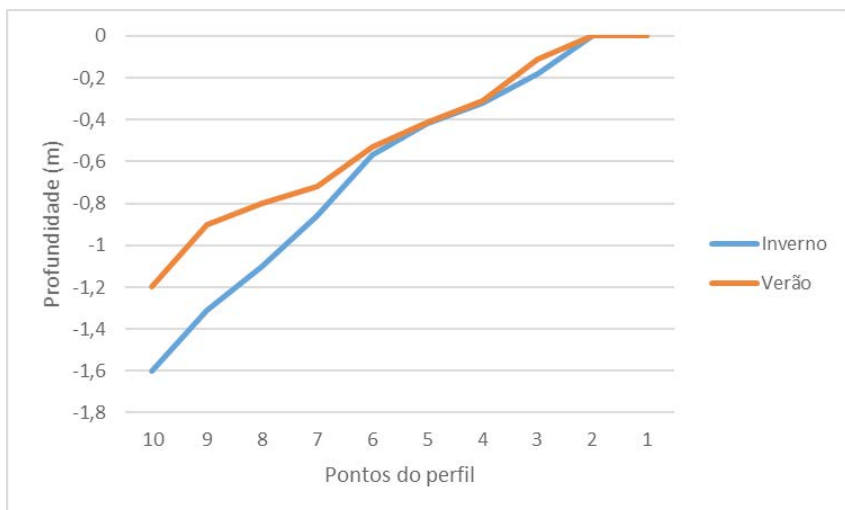


Figura 5. Variação da profundidade do lençol freático nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

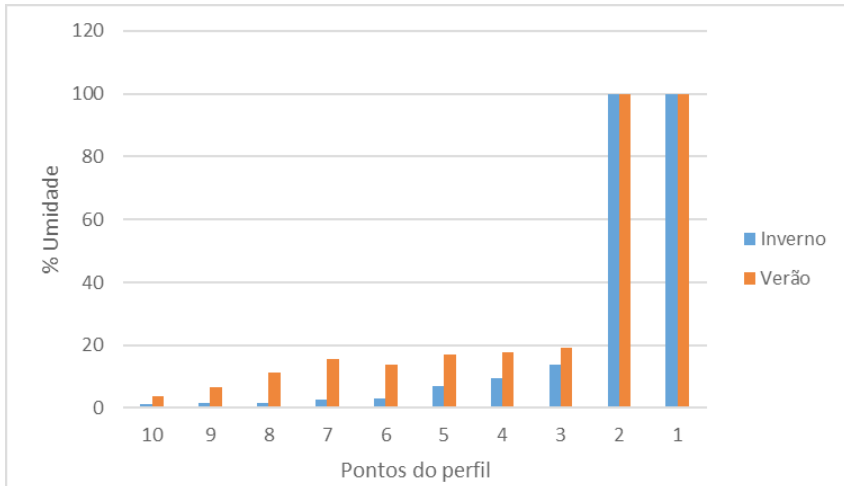


Figura 6. Variação da porcentagem de umidade no sedimento nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

A oscilação de temperatura foi pequena entre os pontos do perfil, mas diminuiu no inverno (valor médio = 15,4°C) em comparação ao verão (valor médio = 23,1°C) (figura 7). A salinidade foi similar nos pontos do perfil entre as estações do ano, com oscilações nos pontos 10 e 9 em verão (valor médio = 33,3) e inverno (valor médio = 34,8) (figura 8).

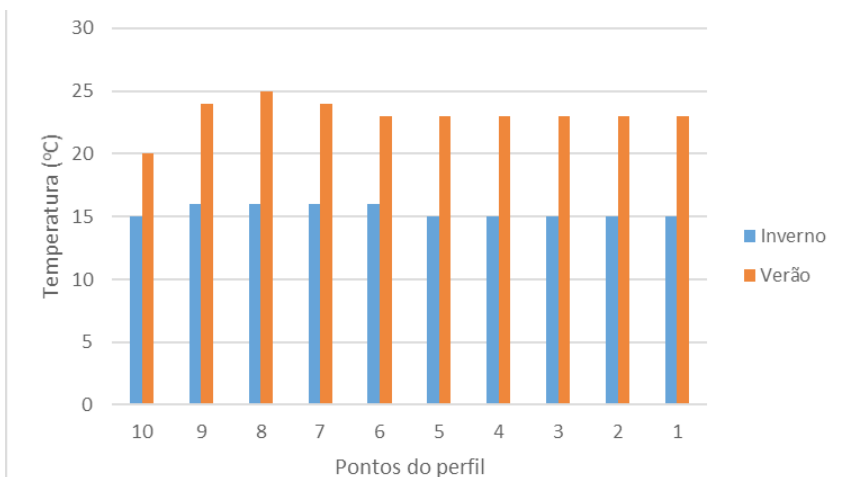


Figura 7. Variação da temperatura (graus Celsius) da água do lençol freático nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

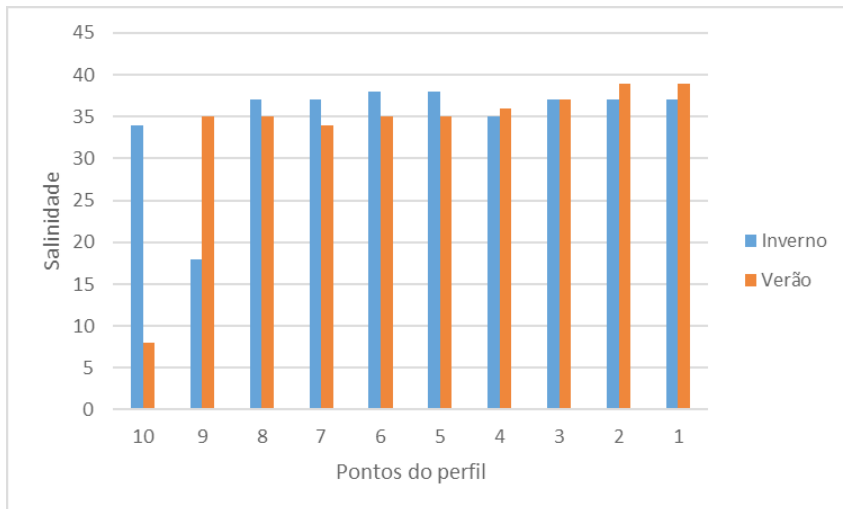


Figura 8. Variação da salinidade nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

No geral a porcentagem de carbonato de cálcio aumentou no verão (valor médio = 1,75%) e decresceu no inverno (valor médio = 0,85%) e foi constante nos pontos do perfil, com exceção dos pontos 3, 2 e 1 no inverno (figura 9). Os diâmetros médios dos grãos no inverno variaram de areia muito fina ( $\phi = 3,94$ ) no ponto 2, areia fina na maioria dos pontos intermediários do perfil ( $\phi = 2,6$ ), silte médio ( $\phi = 5,38$ ) no ponto 9 e silte grosso no ponto 1 ( $\phi = 4,04$ ) (figura 10). Nessa estação do ano os grãos foram extremamente mal selecionados nos pontos 9, 2 e 1, pobremente selecionados no ponto 2, moderadamente selecionados nos pontos 5 e 4 e muito bem selecionados no ponto 6 (figura 11). A assimetria foi muito positiva na maioria dos pontos e positiva nos pontos 2 e 1, enquanto a distribuição dos grãos variou de extremamente leptocúrtica a leptocúrtica na maioria dos pontos, mesocúrtica no ponto 2 e platicúrtica no ponto 1 (figuras 12 e 13). No verão os grãos estiveram compostos por areia muito fina ( $\phi$  médio = 3,32) (figura 10), muito pobremente selecionados (figura 11), com assimetria muito positiva (figura 12) e distribuição leptocúrtica (figura 13).

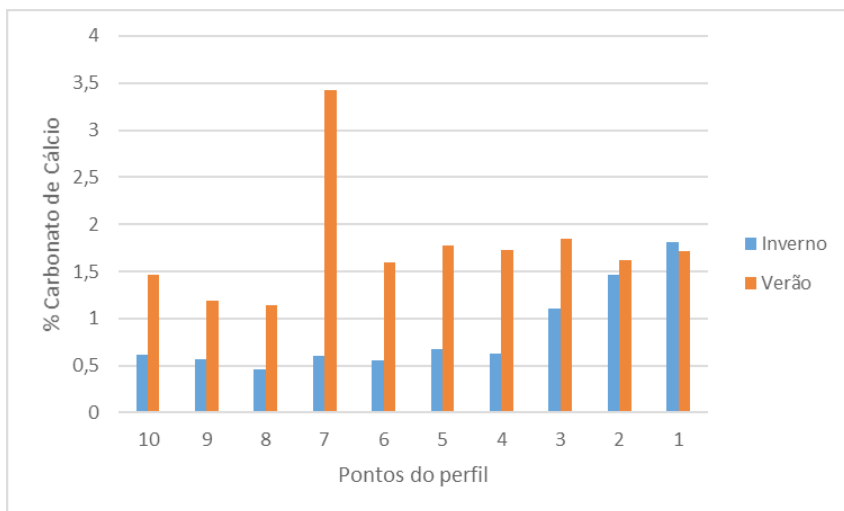


Figura 9. Variação da porcentagem de carbonato de cálcio nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

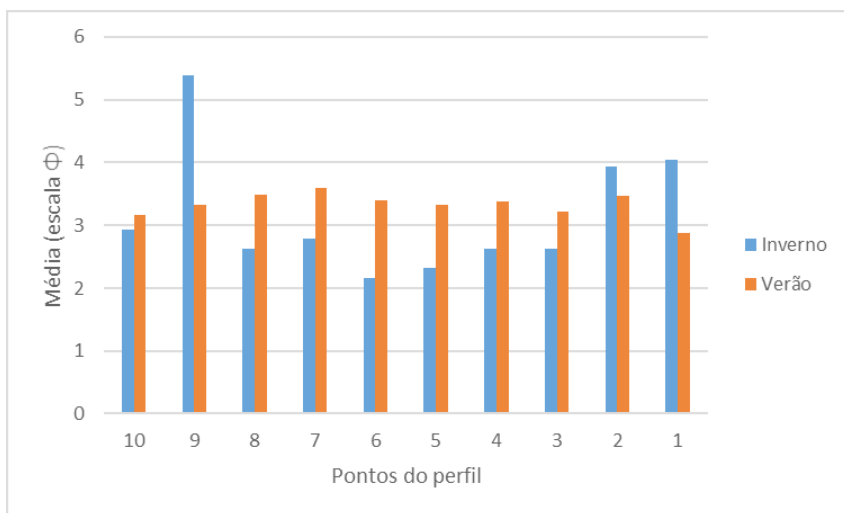


Figura 10. Variação da média (escala  $\phi$ ) dos grãos do sedimento nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

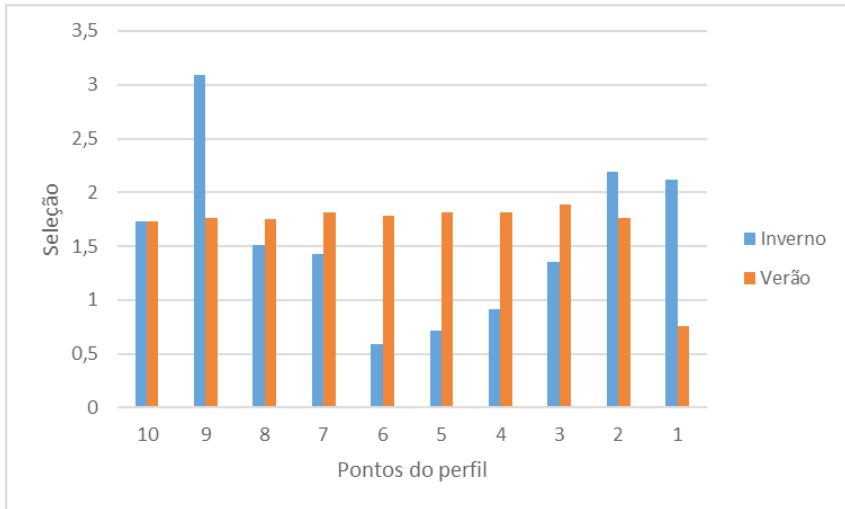


Figura 11. Variação da seleção dos grãos do sedimento nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

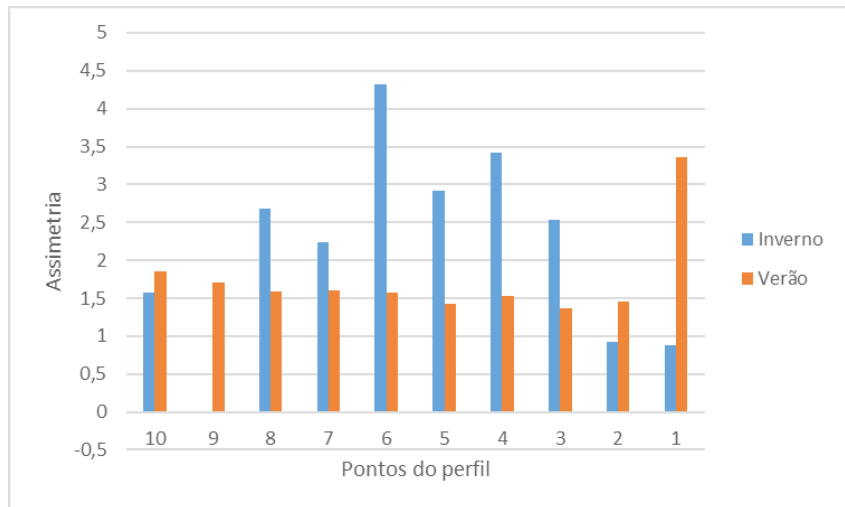


Figura 12. Variação da assimetria dos grãos do sedimento nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

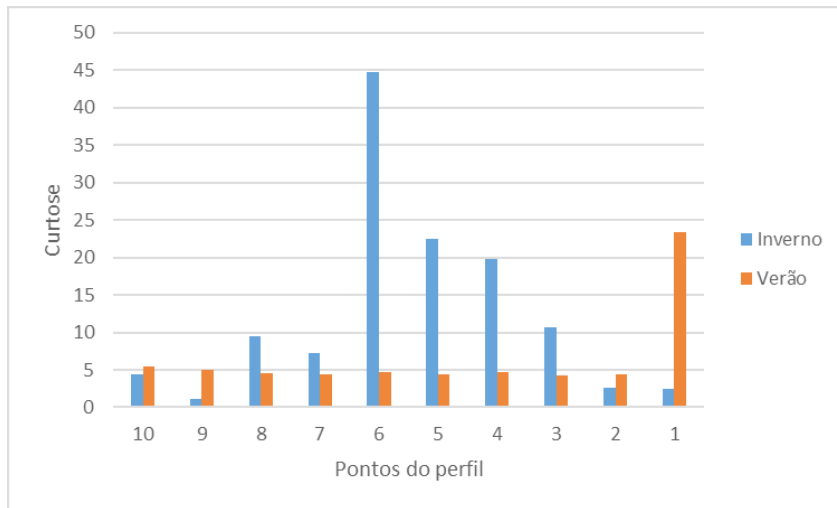


Figura 13. Variação da curtose dos grãos do sedimento nos pontos 10 a 1 do perfil da Praia da Enseada em inverno e verão.

Ao todo foram identificados 21 táxons e contabilizados 1.075 indivíduos, distribuídos em 695 ind./m<sup>2</sup> no inverno e 380 ind./m<sup>2</sup> no verão. Na comparação entre as estações do ano, a distribuição da densidade total da infauna e o número de táxons não variaram no perfil (tabela 1). As diferenças na distribuição de *Excirolana braziliensis* ao longo do perfil mostraram-se significativamente maiores no verão, com a inversão desse padrão para *Hastula cinerea* (tabela 1). Quando comparadas as distribuições da infauna entre os pontos do perfil, as diferenças foram significativas para a densidade total e o número de táxons, com predomínio de indivíduos nos pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6 e do número de táxons nos pontos 1, 2 e 6. As diferenças nas distribuições dos táxons selecionados foram expressivas para *Euzonus furcifera*, *H. cinerea* e *Scolecopsis goodbodyi*. *S. goodbodyi* dominou nos pontos 1, 2, 3, 4, 5 e 6; *H. cinerea*, nos pontos 1, 2, 3 e 4; e *E. furcifera*, no ponto 6 (tabela 1).

Tabela 1. Resultados da Anova não paramétrica – Teste de Kruskal-Wallis das comparações entre estações do ano e dos pontos do perfil da Praia da Enseada para densidade total, número de táxons e táxons selecionados (área da amostra = 0,2 m<sup>2</sup>). \* Valores significativos com  $p$ -valor < 0,05. H = valores do teste de Kruskal-Wallis a partir das comparações múltiplas.

<b>Táxons</b>	<b><math>p</math>-valor</b>	<b>Comparações entre estações do ano</b>	<b>H</b>
<i>Bowmaniella brasiliensis</i>	0,0794	–	3,0769
<i>Donax hanleyanus</i>	0,2223	–	1,4893
<i>Euzonus furcifera</i>	0,3649	–	0,8210
<i>Excírolana braziliensis</i>	0,0039*	V > I	8,3286
<i>Hastula cinerea</i>	0,0031*	I > V	8,7538
<i>Lepidopa richmondi</i>	0,2426	–	1,3655
<i>Metamysidopsis munda</i>	0,7753	–	0,0815
<i>Scolecopsis goodbodyi</i>	0,8378	–	0,0419
Densidade total	0,2888	–	1,1251
Número de espécies	0,4316	–	0,6185

<b>Táxons</b>	<b><math>p</math>-valor</b>	<b>Comparações entre pontos do perfil</b>	<b>H</b>
<i>Bowmaniella brasiliensis</i>	0,1187	–	14,104
<i>Donax hanleyanus</i>	0,0827	–	15,311
<i>Euzonus furcifera</i>	0,0000*	6 > (1 = 2 = 3 = 4 = 5 = 8 = 9 = 10)	40,324
<i>Excírolana braziliensis</i>	0,0501	–	16,913
<i>Hastula cinerea</i>	0,0249*	(1 = 2 = 3 = 4) > (5 = 6 = 7 = 8 = 9 = 10)	19,035
<i>Lepidopa richmondi</i>	0,1940	–	12,356
<i>Metamysidopsis munda</i>	0,8082	–	5,292
<i>Scolecopsis goodbodyi</i>	0,0000*	(4 = 3 = 5 = 2 = 1 = 6) > (7 = 8 = 9 = 10)	65,739
Densidade total	0,0000*	(4 = 3 = 1 = 5 = 2 = 6) > (9 = 7 = 8 = 10)	46,325
Número de espécies	0,0003*	(6 = 1 = 2) > (3 = 4 = 5 = 9 = 10 = 7 = 8)	31,218

Os resultados da Análise Canônica de Correspondência evidenciaram que *E. braziliensis* ocupou a porção superior do perfil no verão e inverno e na porção intermediária no verão. Essa distribuição foi influenciada pelo maior desnível do perfil (figura 14, tabela 2). *Metamysidopsis munda*, *Donax hanleyanus*, *E. furcifera*, *S. goodbodyi*, *Lepidopa richmondi*, *Bowmaniella brasiliensis* e *H. cinerea* ocuparam a porção inferior do perfil em inverno e verão e a porção intermediária no inverno. A maioria das distribuições desses táxons foi influenciada pelos menores valores de desnível do perfil e curtose, maior temperatura e aumento da seleção (figura 14, tabela 2).

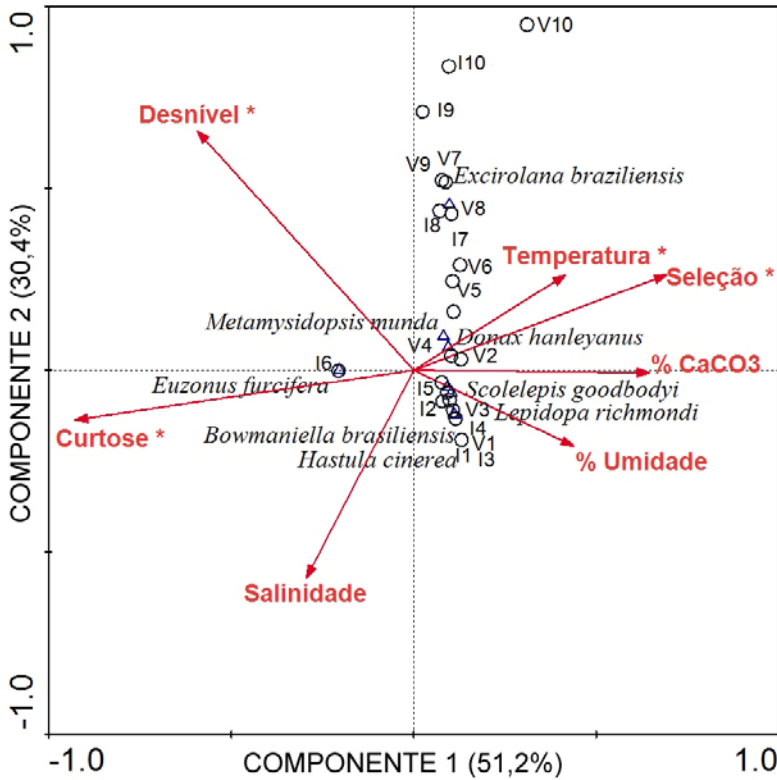


Figura 14. Representação espacial dos resultados da Análise Canônica de Correspondência da densidade dos táxons selecionados da infauna (área da amostra = 0,2 m<sup>2</sup>) e das variáveis ambientais da Praia da Enseada. \* Variáveis com  $p$ -valor < 0,05. I = inverno e V = verão. Pontos 10 a 1 do perfil.



Tabela 2. Resultados do teste de Monte Carlo realizado na Análise Canônica de Correspondência com as interações espaciais entre as variáveis ambientais e os táxons da infauna da Praia da Enseada.

\* Variáveis ambientais com  $p$ -valor  $< 0,05$ .

<b>Eixos</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>4</b>	<b>Inércia total</b>
Autovalores	0,899	0,522	0,202	0,051	2,214
Correlações espécies-ambiente	0,992	0,869	0,814	0,677	
Porcentagem cumulativa da variância:					
das espécies	40,600	64,200	73,300	75,600	
da relação espécies-ambiente	53,100	83,900	95,800	98,900	
Soma dos autovalores					2,214
Soma dos autovalores canônicos					1,693

<b>Variável</b>	<b>Média</b>	<b>Desvio padrão</b>	<b><math>p</math>-valor</b>
Desnível	0,614	0,353	0,0099*
Temperatura (°C)	18,198	3,639	0,0198*
Salinidade	36,921	2,567	0,1980
% Umidade	24,033	34,345	0,0792
% CaCO <sub>3</sub>	1,081	0,564	0,4851
Seleção	1,199	0,617	0,0198*
Curtose	21,703	17,427	0,0099*

## DISCUSSÃO

As características físicas dos perfis de inverno e verão na Praia da Enseada manifestaram variação na porção inferior do perfil em detrimento do regime de ondas, que tende a ser mais intenso no inverno. Nesse sentido, as características sedimentológicas do perfil de inverno apontaram para uma situação de desordem,

enquanto no verão elas tenderam a uma maior uniformidade entre pontos. Tais características do sedimento da praia denotaram um perfil erosivo, independentemente das alterações dos desníveis dos perfis (Gianuca, 1983; Santos, 1990; Calliari & Klein, 1993; Bessa & Angulo, 2003). Importante destacar que a profundidade do lençol freático está relacionada com a umidade do sedimento e a salinidade foi constante entre os pontos, com maiores oscilações no médio-litoral superior (pontos 10 e 9).

A densidade e a riqueza da infauna mantiveram-se constantes nos perfis de verão e inverno, com a dominância de *E. braziliensis* no verão e *H. cinerea* no inverno. Entretanto as distribuições de ambas as espécies estiveram relacionadas com o desnível do perfil, visto que *E. braziliensis* ocupou o médio-litoral superior e *H. cinerea* a porção inferior. A presença pontual, porém elevada, de *E. furcifera* no médio-litoral intermediário (ponto 6) no inverno esteve associada a frações mais bem selecionadas de grãos, com o predomínio de areia fina a muito fina. Essa espécie é considerada migradora entre o médio-litoral intermediário e o inferior (Borzzone *et al.*, 1996; Souza & Gianuca, 1995) e associada a sedimentos com características granulométricas similares. A maior presença de *S. goodbodyi* no médio-litoral inferior coincidiu com as elevadas densidades da infauna, com uma importante influência numérica da espécie nesse cômputo total. Essa espécie foi reconhecida como dominante no médio-litoral inferior (Barros *et al.*, 2001; Borzzone *et al.*, 1996; McLachlan & Jaramillo, 1995) (zona de ressurgência), acompanhada de *D. hanleyanus*. No presente estudo se agrupou com *M. munda*, *L. richmondi*, *B. braziliensis* e *H. cinerea*, muitos dos quais são escavadores ativos (Neves & Bemvenuti, 2009; Gianuca, 1983). A relação desse agrupamento com a temperatura da água de percolação pode ser entendida como uma estratégia desses organismos que permite uma termorregulação mais eficiente e facilita a escavação no substrato (Brazeiro & Defeo, 1996).

Considerando que a Praia da Enseada é um local intensamente utilizado para o turismo, principalmente no período de veraneio, e visado pelo mercado imobiliário da região, este trabalho trouxe contribuição ao estudo de uma importante assembleia de invertebrados que podem ser empregados como indicadores da

qualidade ambiental. Apesar da semelhança entre os agrupamentos da infauna em inverno e verão, são necessárias pesquisas de longa duração para determinar os possíveis efeitos do uso e ocupação dessa praia.

## REFERÊNCIAS

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

Barros F, Borzone CA & Rosso S. 2001. Macroinfauna of six beaches near Guaratuba Bay, Southern Brazil. *Brazilian Archives of Biology and Technology*, 44(4): 351-364.

Bessa JO & Angulo RJ. 2003. Volumetric variations on the beaches of the south seashore of Parana State in Brazil. *Journal of Coastal Research*, 35: 209-215.

Borzone CA, Melo SG, Rezende KV, Vale R & Krul R. 2003. Macrobenthic intertidal communities from wave to tide dominated beach environments. A case study in two Brazilian beaches. *Journal of Coastal Research*, 35: 472-480.

Borzone CA, Souza JRB & Soares AG. 1996. Morphodynamic influence on the structure of inter and subtidal macrofaunal communities of subtropical sandy beaches. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 565-577.

Brazeiro A & Defeo O. 1996. Macroinfauna zonation in microtidal sandy beaches: is it possible to identify patterns in such variable environments? *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 42(4): 523-536.

Brown AC & McLachlan AM. 1990. *Ecology of sandy shores*. Amsterdam: Elsevier. 328 p.

Calliari LJ & Klein AHF. 1993. Características morfodinâmicas e sedimentológicas das praias oceânicas entre Rio Grande e Chuí, RS. *Pesquisas*, 20(1): 48-56.

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

Dean RG. 1974. Compatibility of borrow material for beach fills. *Coastal Engineering*, (14): 1319-1333.

Dexter DM. 1983. Community structure of intertidal sandy beaches in New South Wales, Australia. *In: McLachlan A & Erasmus T (Eds.). Sandy beaches as ecosystems*. Hague: W. Junk Publishers. pp. 461-471.

Dugan JE, Jaramillo E, Hubbard DM, Contreras H & Duarte C. 2004. Competitive interactions in macroinfaunal animals of exposed sandy beaches. *Oecologia*, 139(4): 630-640.

Fernandes RSR & Gomes AS. 2006. Community structure of macrobenthos in two tropical sandy beaches with different morphodynamic features, Rio de Janeiro, Brazil. *Marine Ecology*, 27: 160-169.

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

Gianuca NM. 1983. The ecology of a sandy beach in southern Brazil. *In: McLachlan A & Erasmus T (Eds.). Sandy beaches as ecosystems*. Hague: W. Junk Publishers. pp. 413-419.

Jaramillo E & McLachlan A. 1993. Community and population response of the macroinfauna to physical factors over a range of exposed sandy beaches in south-central Chile. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, 37(6): 615-624.

McLachlan A & Brown A. 2006. *The ecology of sandy shores*. 2 ed. New York: Academic Press. 392 p.

McLachlan A & Jaramillo E. 1995. Zonation on sandy beaches. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review*, 33: 305-335.

Melo GAS. 1996. *Manual de identificação dos Brachyura (caranguejos e siris) do litoral brasileiro*. São Paulo: Plêiade / Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.

Melo GAS. 1999. Manual de identificação dos Crustacea Decapoda do litoral brasileiro: Anomura, Thalassinidea, Palinuridea, Astacidea. São Paulo: Plêiade / Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo.

Muehe D. 1994. Lagoa de Araruama: geomorfologia e sedimentação. Cadernos de Geociências, 10: 53-62.

Neves FM & Bemvenuti CE. 2009. Variabilidade diária da zonação da macrofauna bentônica em praias arenosas do litoral norte do Rio Grande do Sul. Iheringia – Série Zoologia, 99(1): 71-81.

Neves LP, Silva PR & Bemvenuti CE. 2007. Zonation of benthic macrofauna on Cassino Beach, southernmost Brazil. Brazilian Journal of Oceanography, 55(4).

Oliveira CF. 2013. Distribuição das tocas de *Ocypode quadrata* (Fabricius, 1978) em três praias arenosas de São Francisco do Sul, Santa Catarina. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Linha de Formação Biologia Marinha), Universidade da Região de Joinville.

Quinn GP & Keough MJ. 2002. Experimental design and data analysis for Biologists. Cambridge: Cambridge University Press. 537 p.

Reis EG, Asmus ML, Castello PJ & Calliari LJ. 1999. Building human capacity on coastal and ocean management: implementing the Train-Sea-Coast Programme in Brazil. Ocean & Coastal Management, 42: 211-228.

Rios EC. 1994. Seashells of Brazil. 2 ed. Rio Grande: Fundação Universidade Federal do Rio Grande. 492 p.

Rosa Filho JS, Corte GS, Maria TF, Colling LA, Denadai MR, Rosa LC, Borzone CA, Almeida TCM, Zalmon IR, Omena E, Veloso V & Amaral ACZ. 2015. Monitoramento de longo prazo da macrofauna bentônica entremarés de praias arenosas. In: Turra A & Denadai MR (Eds.). Protocolos para o monitoramento de habitats bentônicos costeiros – Rede de Monitoramento de Habitats Bentônicos Costeiros – ReBentos. São Paulo: Biblioteca Digital da Produção Intelectual / Universidade de São Paulo. pp. 194-208.

Santos PJP. 1990. Ecologia de *Scolelepis gaucha* (Polychaeta, Spionidae) nas praias arenosas do Rio Grande do Sul, uma abordagem dinâmica da interação população ambiente. Tese (Mestrado), Fundação Universidade Federal do Rio Grande.

Short AD. 1996. The role of wave height, period, slope, tide range and embaymentisation in beach classifications: a review. *Revista Chilena de Historia Natural*, 69: 589-604.

Souza JRB & Gianuca NM. 1995. Zonation and seasonal variation of the intertidal macrofauna on sandy beach of Paraná state, Brazil. *Scientia Marina*, 59(2): 103-111.

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

Veloso VG, Silva ES, Caetano CHS & Cardoso RS. 2006. Comparison between the macroinfauna of urbanized and protected beaches in Rio de Janeiro State, Brazil. *Biological Conservation*, 127(4): 510-515.

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



# CAPÍTULO 12

# **COMUNIDADE DE ABELHAS E RECURSOS FLORAIS NA ESTAÇÃO ECOLÓGICA DO BRACINHO, SANTA CATARINA, BRASIL**

Denise Monique Dubet da Silva Mougá<sup>1</sup>

Manuel Warkentin

Emerson Gumboski

Enderlei Dec

**Universidade Federal do Rio de Janeiro**

## **INTRODUÇÃO**

Em ambientes subtropicais, que ostentam uma riqueza de espécies alta, a percepção da diversidade de espécies animais e vegetais que ocorrem nos ecossistemas, assim como das interações que se estabelecem entre elas, pode ser complexa. Entre as relações bióticas mais estruturantes dos biosistemas, situam-se aquelas que se estabelecem entre polinizadores e plantas. Os maiores polinizadores de muitas espécies vegetais são atualmente as abelhas, pela sua busca por pólen e néctar floral, para alimentar a si, às suas larvas e, no caso das espécies sociais, suas colônias (Bawa, 1990). Tais himenópteros, por essa atividade, desempenham um importante papel na manutenção da diversidade dos meios bióticos e na sobrevivência de espécies botânicas, influenciando toda a comunidade (Souza *et al.*, 2007) e, direta ou indiretamente, também o ser humano (Faria-Mucci *et al.*, 2003). O conhecimento sobre a biota mostra-se primordial para a conservação natural.

.....

<sup>1</sup> E-mail para correspondência: dmouga@terra.com.br.



Assim, a apreensão sobre a riqueza da melissofauna e seus recursos forrageiros constitui uma indispensável ferramenta para avaliar e valorar ambientes biológicos.

No estado de Santa Catarina, diversos ambientes não têm sua apifauna estudada (Mouga, 2009) e, como várias espécies de abelha não apresentam distribuição muito ampla, até locais próximos podem hospedar espécies diferentes, não conhecidas e comunidades com estruturação distinta (Michener, 2007). Na região norte de Santa Catarina, foram realizados estudos sobre apifauna em floresta ombrófila densa montana (Cepa Rugendas) (Mouga & Krug, 2010), área de transição floresta ombrófila densa com floresta ombrófila mista (RPPN Caetezal) (Mouga *et al.*, 2012) e campo (Alto do Quiriri) (Mouga & Nogueira-Neto, 2012).

Na parte oeste do município de Joinville situa-se a Estação Ecológica do Bracinho (EEB), criada em torno da barragem hidrelétrica do Rio Bracinho, para resguardar o manancial, estratégico corpo hídrico (CELESC, 1984). O local, preservado há décadas, contém ampla vegetação praticamente intocada e não teve sua apifauna estudada (figura 1).



Figura 1. Estação Ecológica do Bracinho. Fonte: <http://www.imgur.org/tag/riodojulio>.

Este estudo objetivou pesquisar a composição melissofaunística, a riqueza de plantas associadas às abelhas e suas interações, numa perspectiva comparativa de níveis de diversidade e de conservação.

## MATERIAL E MÉTODOS

### Área de estudo

O estudo desenvolveu-se na EEB e no seu entorno. A EEB, com uma área de 46,1 km<sup>2</sup>, localiza-se a oeste do município de Joinville (Santa Catarina), abrangendo também parte de três municípios vizinhos (Schroeder, Jaraguá do Sul e Guaramirim) e parte do Vale do Rio Itapocu, onde se situam três represas (Reinert, 1990). Fica na serra do mar, sob as coordenadas geográficas 26° 6' 42" S e 49° 48' 25" W, altitude de 800 m acima do nível do mar, com relevo acidentado, precipitação em torno de 3.105,9 mm por ano, clima, segundo Köppen, do tipo Cfa (sempre úmido, com verões quentes) e vegetação preservada de floresta ombrófila densa montana e de transição (Prefeitura de Joinville; Seplan, 2013).

### Metodologia

As coletas ocorreram mensalmente, com dois coletores, durante 24 meses (março/2012 a fevereiro/2014), no horário das 9h às 16h, totalizando 336 horas de esforço de captura. Foram percorridas transecções na área, que perfizeram aproximadamente 3.000 m, incluindo vegetação nativa dentro da unidade de conservação, assim como plantas introduzidas no entorno da EEB. Anotaram-se dados de temperatura e umidade relativa. Utilizou-se o método de Sakagami *et al.* (1967), adaptado, para a coleta de abelhas, com varredura com redes entomológicas sobre plantas floridas, além de armadilhas de Moericke (pratos-armadilha)

(Rafael *et al.*, 2012). Indivíduos das espécies *Apis mellifera* L. 1758 e *Trigona spinipes* (Fabricius, 1793), de fácil identificação em campo, foram apenas contabilizados. As abelhas foram preparadas para conservação e identificação conforme Michener *et al.* (1994). As plantas associadas às abelhas foram fotografadas, coletadas e preparadas para conservação e identificação. Classificaram-se as abelhas com ajuda da literatura (Michener *et al.*, 1994; Silveira *et al.*, 2002; Michener, 2007; Moure *et al.* 2012, entre outros) e de especialistas (ver Agradecimentos). As plantas foram categorizadas com auxílio da literatura e colaboração de especialistas (ver Agradecimentos). Todos os materiais foram identificados até o menor nível taxonômico possível e estão depositados no Laboratório de Abelhas (Label) da Univille. Incorporaram-se as informações em banco de dados. Abelhas e plantas foram caracterizadas qualitativa e quantitativamente, em número de indivíduos (abundância) e número de espécies (riqueza). Calcularam-se os índices de diversidade de Shannon-Wiener (Krebs, 1989), de equabilidade (Pielou, 1977), de similaridade de Soeresen (Magurran, 2004), a curva de acumulação de espécies (Colwell & Coddington, 1994) e os estimadores de riqueza não paramétricos *Jackknife 1* e *Jackknife 2* (Palmer, 1991).

## RESULTADOS

### Abelhas

Amostraram-se 2.101 indivíduos, dos quais 1.420 foram coletados em campo, pertencentes a 97 espécies e morfoespécies de 14 tribos das cinco subfamílias de Apidae presentes no Brasil (tabela 1), tendo sido utilizada a classificação de Melo & Gonçalves (2005).

Tabela 1. Lista de espécies de abelhas amostradas na EEB, no período entre março/2012 e fevereiro/2014. Legenda: N = número de indivíduos; S = situação; a = espécie já registrada em trabalhos anteriores mas não mencionada em Moure *et al.* (2012); b = espécie sem registro de ocorrência em Santa Catarina – nem em Moure *et al.* (2012) nem em trabalhos realizados em Santa Catarina e publicados.

<b>Subfamília</b>	<b>Tribo</b>	<b>Subtribo</b>	<b>Espécie</b>	<b>S</b>	<b>N</b>
Colletinae	Paracolletini		<i>Bicolletes iheringi</i> (Schrottky, 1910)	b	1
			<i>Tetraglossula anthracina</i> (Michener, 1989)	a	2
Andreninae	Protandrenini		<i>Anthrenoides meridionalis</i> (Schrottky, 1906)		26
			<i>Psaenythia bergii</i> Holmberg, 1884	a	2
			<i>Rhopitulus flavitarsis</i> (Schlindwein & Moure, 1998)	b	18
			<i>Callonychium</i> (C.) cf. <i>petuniae</i> Cure & Wittmann, 1990		1
Apinae	Apini		<i>Apis mellifera</i> Linnaeus, 1758		681
			<i>Bombus brasiliensis</i> Lepeletier, 1836		41
	Bombini		<i>Bombus morio</i> Swederus, 1787		108
			<i>Bombus pauloensis</i> Friese, 1913		23
			<i>Melipona bicolor</i> Lepeletier, 1836		7
	Meliponini		<i>Melipona marginata</i> Lepeletier, 1836	a	3
			<i>Oxytrigona tatairea</i> (Smith, 1863)		3
			<i>Paratrigona subnuda</i> Moure, 1947		58
			<i>Partamona helleri</i> (Friese, 1900)		7
			<i>Plebeia remota</i> (Holmberg, 1903)		12
		<i>Plebeia saiqui</i> Friese, 1900		10	
		<i>Schwarziana quadripunctata</i> (Lepeletier, 1836)		3	
	<i>Trigona spinipes</i> (Fabricius, 1793)		649		

<b>Subfamília</b>	<b>Tribo</b>	<b>Subtribo</b>	<b>Espécie</b>	<b>S</b>	<b>N</b>
	Centridini		<i>Centris</i> (C.) cf. <i>decolorata</i> Lepeletier, 1841	a	4
			<i>Centris</i> ( <i>Hemisiella</i> ) <i>tarsata</i> Smith, 1874	a	7
			<i>Centris</i> ( <i>Xanthemisia</i> ) <i>bicolor</i> Lepeletier, 1841	b	2
	Eucerini		<i>Melissoptila cnecomala</i> (Moure, 1944)	b	1
			<i>Melissoptila thoracica</i> (Smith, 1854)		8
			<i>Thygater</i> ( <i>T.</i> ) <i>analís</i> (Lepeletier, 1841)	a	3
			<i>Trichocerapis mirabilis</i> (Smith, 1865)		1
	Exomalopsini		<i>Exomalopsis</i> ( <i>E.</i> ) <i>analís</i> Spinola, 1853		3
			<i>Exomalopsis</i> ( <i>E.</i> ) <i>auropilosa</i> Spinola, 1853	a	2
			<i>Exomalopsis</i> ( <i>Phanomalopsis</i> ) sp.		5
	Tapinotaspidini		<i>Lanthanomalissa betinae</i> Urban, 1995		3
			<i>Lanthanomalissa</i> sp.		1
			<i>Paratetrapedia fervida</i> (Smith, 1879)		2
			<i>Paratetrapedia volatilis</i> (Smith, 1879)		2
			<i>Paratetrapedia</i> sp.		1
	Xylocopini		<i>Ceratina</i> ( <i>Ceratinula</i> ) sp. 1		1
			<i>Ceratina</i> ( <i>Ceratinula</i> ) sp. 2		1
			<i>Ceratina</i> ( <i>Ceratinula</i> ) sp. 9		1
			<i>Ceratina</i> ( <i>Crewella</i> ) sp. 7		8
			<i>Ceratina</i> ( <i>Crewella</i> ) sp. 9		1
			<i>Ceratina</i> ( <i>Crewella</i> ) sp. 13		1
			<i>Ceratina</i> ( <i>Rhysoceratina</i> ) sp. 2		1
			<i>Xylocopa</i> ( <i>Neoxylocopa</i> ) <i>frontalis</i> (Olivier, 1789)	a	5

Subfamília	Tribo	Subtribo	Espécie	S	N
Halictinae	Augochlorini		<i>Augochlora</i> (A.) <i>cydippe</i> (Schrottky, 1910)	a	2
			<i>Augochlora</i> (A.) <i>foxiana</i> Cockerell, 1900	a	3
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 3		3
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 4		3
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 5		10
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 7		11
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 8		2
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 11		1
			<i>Augochlora</i> (A.) sp. 17		4
			<i>Augochlora</i> ( <i>Oxystoglossella</i> ) sp. 2		12
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 4		15
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 5		4
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 6		1
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 7		2
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 8		10
			<i>Augochlora</i> (O.) sp. 12		4
	<i>Augochlora</i> (O.) sp. 15		2		
	<i>Augochlarella</i> cf. <i>ephyra</i> (Schrottky, 1910)		18		
	<i>Augochlarella</i> cf. <i>urania</i> (Smith, 1853)		5		
	<i>Augochlarella</i> sp. 3		1		
	<i>Augochlorodes turrfaciens</i> Moure, 1958		b	1	
	<i>Augochloropsis cleopatra</i> (Schrottky, 1902)			1	
	<i>Augochloropsis</i> sp. 1			9	

Subfamília	Tribo	Subtribo	Espécie	S	N
			<i>Augochloropsis</i> sp. 3		13
			<i>Augochloropsis</i> sp. 6		1
			<i>Augochloropsis</i> sp. 7		9
			<i>Augochloropsis</i> sp. 15		1
			<i>Ceratalictus donius</i> (Brèthes, 1909)	<i>b</i>	1
			<i>Megammatium insigne</i> (Smith, 1853)		1
			<i>Neocorynura aenigma</i> (Gribodo, 1894)	<i>a</i>	2
			<i>Neocorynura norops</i> (Vachal, 1904)	<i>b</i>	1
			<i>Neocorynura oiospermi</i> (Schrottky, 1909)		26
			<i>Paroxystoglossa brachycera</i> Moure, 1960	<i>a</i>	2
			<i>Paroxystoglossa jocasta</i> (Schrottky, 1910)		1
			<i>Paroxystoglossa</i> sp. 1		3
			<i>Pereirapis rhizophila</i> Moure, 1943	<i>a</i>	13
			<i>Pseudaugochlora graminea</i> (Fabricius, 1804)		6
			<i>Pseudaugochlora indistincta</i> Almeida, 2008		1
			<i>Pseudaugochlora simulata</i> Almeida, 2008		2
			<i>Agapostemon</i> sp.	<i>a</i>	4
			<i>Habralictus</i> sp.	<i>b</i>	1
			<i>Pseudagapostemon (P.) cf. olivaceosplendens</i> (Strand, 1910)		1
			<i>Pseudagapostemon (P.) pruinosa</i> Moure & Sakagami, 1984		1
			<i>Dialictus</i> sp.		153
			<i>Halictina</i>		153
			<i>Halictini</i>		4

Subfamília	Tribo	Subtribo	Espécie	S	N
		Sphecodina	<i>Ptilocleptis</i> sp.		2
			<i>Sphcodes</i> sp.	<i>a</i>	1
Megachilinae	Megachilini		<i>Coelioxys</i> ( <i>Rhinocoelioxys</i> ) <i>mesopotamica</i> Holmberg, 1918		1
			<i>Coelioxys</i> ( <i>Rhinocoelioxys</i> ) <i>zapoteca</i> Cresson, 1878		1
			<i>Megachile</i> ( <i>Austromegachile</i> ) <i>exaltata</i> Smith, 1853	<i>b</i>	1
			<i>Megachile</i> ( <i>Austromegachile</i> ) <i>susurrans</i> Haliday, 1836	<i>a</i>	2
			<i>Megachile</i> ( <i>Chryosarus</i> ) <i>pseudanthidioides</i> Moure, 1943		2
			<i>Megachile</i> ( <i>Moureapis</i> ) <i>pleuralis</i> Vachal, 1909		1
			<i>Megachile</i> ( <i>Pseudocentron</i> ) sp. 1		2
			<i>Megachile</i> ( <i>Ptilosarus</i> ) cf. <i>bertonii</i> Schrottky, 1908	<i>a</i>	1
			<i>Megachile</i> ( <i>Trichurochile</i> ) <i>cachoeirensis</i> Schrottky, 1920	<i>a</i>	1
			<b>Total</b>		2.101

Verificaram-se 27 novas ocorrências de espécies de abelhas para o estado de Santa Catarina, levando em consideração os registros de distribuição do catálogo de abelhas na região neotropical (Moure *et al.*, 2012). A maior quantidade de novas ocorrências encontra-se em Halictinae (11 táxons), seguida por Apinae não corbiculados (7), Apinae corbiculados (1), Megachilinae (4), Colletinae (2) e Andreninae (2). Contudo, desse total, 18 delas já foram registradas em Santa Catarina em estudos anteriores realizados pelos autores do presente trabalho (ver Mouga & Krug, 2010; Mouga *et al.*, 2012; Dec & Mouga, 2014; Mouga *et al.*,



2015; Mouga *et al.*, 2016; Mouga & Warkentin, 2016). As espécies completamente sem registro de ocorrência em Santa Catarina, tanto em Moure *et al.* (2012) quanto em trabalhos feitos no estado, são: *Bicolletes iheringi* (Schrottky, 1910) (Colletinae), *Rhopitulus flavitarsis* (Schlindwein & Moure, 1998) (Andreninae), *Centris (Xanthemisia) bicolor* Lepeletier, 1841 (Centridini), *Melissoptila cnecomala* (Moure, 1944) (Eucerini), *Augochlorodes turrifaciens* Moure, 1958 (Halictinae), *Ceratalictus clonius* (Brêthes, 1909) (Halictinae), *Neocorynura norops* (Vachal, 1904) (Halictinae), *Habralictus* sp. (Halictinae) e *Megachile (Austromegachile) exaltata* Smith, 1853 (Megachilinae).

A sequência decrescente do número de espécies de abelhas por família foi (separando Apidae em corbiculados e não corbiculados): Halictidae (46) > Apidae não corbiculados (23) > Apidae corbiculados (12) > Megachilidae (9) > Andrenidae (4) > Colletidae (2).

A sequência decrescente do número de indivíduos por família foi (separando Apidae em corbiculados e não corbiculados): Apidae corbiculados (1.605) > Halictidae (373) > Apidae não corbiculados (64) > Andrenidae (47) > Megachilidae (12) > Colletidae (3).

As espécies mais abundantes foram *Apis mellifera* (681 indivíduos), *Trigona spinipes* (649), *Dialictus* sp. (153), *Bombus morio* (108), *Paratrigona subnuda* (58), *Bombus brasiliensis* (41), *Neocorynura oiospermi* (26), *Anthrenoides meridionalis* (26), *Bombus pauloensis* (23), *Rhopitulus flavitarsis* (18), *Augochlorella ephyra* (18), *Augochlora (O.)* sp. 4 (15), *Pereirapis rhizophila* (13), *Augochloropsis* sp. 3 (13), *Plebeia remota* (12), *Augochlora (O.)* sp. 2 (12), *Augochlora (A.)* sp. 7 (11), *Augochlora (O.)* sp. 8 (10), *Plebeia saiqui* (10) e *Augochlora (A.)* sp. 5 (10).

Das 96 espécies de abelhas coletadas, 80 estiveram representadas por amostras com até dez indivíduos.

## Plantas

As plantas com as quais as abelhas foram observadas interagindo pertencem a 125 espécies de 47 famílias (tabela 2, figura 2).

Tabela 2. Lista de espécies de plantas associadas a abelhas amostradas na EEB, no período entre março/2012 e fevereiro/2014. Legenda: O = origem; N = nativa; I = introduzida; Nat. = naturalizada.

Família	Espécie	Origem
Acanthaceae	<i>Hygrophila costata</i> Nees	N, não endêmica
	<i>Justicia brandegeana</i> Wassh. & L.B. Sm.	I
	<i>Justicia fulvicoma</i> Schltldl. & Cham.	I
	<i>Ruellia elegans</i> Poir.	N, não endêmica
Agapanthaceae	<i>Agapanthus africanus</i> L. (Hoffmanns)	I
Amaranthaceae	<i>Celosia cristata</i> L.	I
Amaryllidaceae	<i>Tulbaghia violacea</i> Harv.	I
Araceae	<i>Zantedeschia aethiopica</i> (L.) Spreng.	I
Areaceae	<i>Butia eriospatha</i> (Mart. ex Drude) Becc.	N, endêmica do sul
Asparagaceae	<i>Cordylone fruticosa</i> (L.) A. Chev.	I
	<i>Dracaena marginata</i> Lam.	I
Asphodelaceae	<i>Bulbine frutescens</i> (L.) Willd.	I
Asteraceae	<i>Ageratum conyzoides</i> L.	N, não endêmica
	<i>Baccharis microdonta</i> DC.	N, não endêmica
	<i>Baccharis genistelloides</i> var. <i>trimeria</i> (Less.) DC	I
	<i>Barrosoa betonicaeformis</i> (DC) RM.King & H.Rob.	N, não endêmica
	<i>Calyptocarpus brasiliensis</i> (Nees & Mart.) B. Turner	Nat., não endêmica
	<i>Chaptalia nutans</i> (L.) Pol.	N, não endêmica
	<i>Chrysanthemum myconis</i> (L.) Cass.	Nat., não endêmica
	<i>Chrysolaena platensis</i> (Spreng.) H.Rob.	N, não endêmica
	<i>Cirsium vulgare</i> (Savi) Ten.	Nat., não endêmica
	<i>Conyza bonariensis</i> (L.) Cronquist	N, não endêmica

Família	Espécie	Origem
	<p><i>Coreopsis lanceolata</i> L.  <i>Crepis japonica</i> (L.) Benth  <i>Cyrtocymura scorpioides</i> (Lam.) H. Rob.  <i>Erechtites valerianifolius</i> (Wolf) DC.  <i>Euryops chrysanthemoides</i> (DC.) B. Nord.  <i>Galinsoga parviflora</i> Cav.  <i>Hypochoeris brasiliensis</i> (Less) Benth. &amp; Hook. f. ex Griseb.  <i>Hypochoeris radicata</i> (L.)  <i>Jaegeria hirta</i> (Lag.) Less  <i>Leptostelma maximum</i> D. Dom  <i>Leptostelma tweediei</i> (Hook. &amp; Arn.) D.J.N. Hind &amp; G.L. Nesom  <i>Montanoa bipinnatifida</i> (Kunth) K. Koch  <i>Senecio bonariensis</i> Hook. &amp; Arn.  <i>Sphagneticola trilobata</i> (L.) Pruski  <i>Sonchus asper</i> (L.) Hill  <i>Sonchus oleraceus</i> L.  <i>Vernonanthura tweediana</i> (Baker) H. Rob  <i>Vernonia polyanthes</i> (Sprengel) Vega &amp; Dematteis  <i>Taraxacum officinale</i> L.  <i>Tridax procumbens</i> L.  <i>Zinnia elegans</i> Jacq.</p>	<p>Nat., não endêmica     N, endêmica     N, não endêmica  N, não endêmica     Nat., não endêmica  N, não endêmica  Nat., não endêmica  N, não endêmica  N, não endêmica  N, endêmica, só RS  N, não endêmica  Nat., não endêmica  N, não endêmica  N, não endêmica  N     N, não endêmica  Nat., não endêmica</p>
Begoniaceae	<p><i>Begonia coccinea</i> Hook  <i>Begonia fischeri</i> Schrank</p>	<p>N, endêmica  N, não endêmica</p>

<b>Família</b>	<b>Espécie</b>	<b>Origem</b>
Bignoniaceae	<i>Jacaranda puberula</i> Cham.	N, endêmica, só região sudeste
Boraginaceae	<i>Cynoglossum amabile</i> Stapf & J.R. Drumm.	
Cactaceae	<i>Opuntia cochenilifera</i> (L.) Mill.	
	<i>Opuntia ficus-indica</i> (L.) Mill.	Nat., não endêmica
Caryophyllaceae	<i>Silene pendula</i> L.	
Commelinaceae	<i>Gibasis schiedeana</i> (Kunth.) D.R. Hunt.	
Cucurbitaceae	<i>Sechium edule</i> (Jacq.) Sw.	Cultivada, não endêmica
	<i>Cucurbita moschata</i> Duchesne	Cultivada, não endêmica
	<i>Rhododendron simsii</i> Planch.	
Euphorbiaceae	<i>Aleurites fordii</i> (Hemsl.)	
Fabaceae	<i>Caillandra dysantha</i> Benth.	N, não endêmica
	<i>Erythrina speciosa</i> Andrews	N, endêmica
	<i>Inga sessilis</i> (Vell.) Mart.	N, endêmica
	<i>Senna multijuga lindleyana</i> (Gardner) H.S.Irwin & Barneby	N, não endêmica
	<i>Senna oblongifolia</i> (Vogel) H.S.Irwin & Barneby	N, não endêmica
	<i>Wisteria sinensis</i> (Sims) Sweet	
Hydrangeaceae	<i>Hydrangea macrophylla</i> (Thunb.) Ser.	
Iridaceae	<i>Tritonia crocata</i> (L.) Ker Gawl.	
	<i>Gladiolus x hortulanus</i>	
	<i>Sisyrinchium fasciculatum</i> Klatt	N, não endêmica
	<i>Sisyrinchium plicatulum</i> Ravenna	N, não endêmica
Lamiaceae	<i>Hyptis fasciculata</i> Benth.	N, não endêmica
	<i>Salvia splendens</i> Sellow ex Roem. & Schult.	N, endêmica

Família	Espécie	Origem
Lythraceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng) Moldenke	N, não endêmica
	<i>Cuphea carthagenensis</i> (Jacq.) J.Macbr.	N, não endêmica
	<i>Cuphea gracilis</i> Kunth	
	<i>Heimia apetalata</i> (Spreng.) S.A.Graham & Gandhi	N, não endêmica
Magnoliaceae	<i>Magnolia liliflora</i> Desr.	
Malvaceae	<i>Dombeya wallichii</i> (Lindl.) K. Schum.	
	<i>Hibiscus mutabilis</i> L.	
	<i>Sida rhombifolia</i> L.	N, não endêmica
Marantaceae	<i>Stromanthe thalia</i> (Vell.) J.M.A. Braga	N, endêmica
Melastomataceae	<i>Miconia jucunda</i> var. <i>sellowiana</i> Naudin	N, endêmica
	<i>Miconia pauciflora</i> DC.	N, não endêmica
Musaceae	<i>Musa ornata</i> Roxb.	Nat., não endêmica
	<i>Musa violascens</i> Ridl.	
Myrtaceae	<i>Callistemon lanceolatus</i> Sweet	
	<i>Psidium guajava</i> L.	Nat., não endêmica
Ochnaceae	<i>Ochna serrulata</i> Walp.	
Onagraceae	<i>Ludwigia tomentosa</i> (Cambess.) H. Hara	N, não endêmica
Orobanchaceae	<i>Agalinis communis</i> (Cham & Schltdl) D'arcy	N, não endêmica
Oxalidaceae	<i>Oxalis debilis</i> var. <i>corymbosa</i> DC.	N, não endêmica
	<i>Oxalis linearantha</i> Lourteig	N, não endêmica
Papaveraceae	<i>Eschscholzia californica</i> Cham.	
Plantaginaceae	<i>Antirrhinum majus</i> L.	
	<i>Veronica persica</i> Poir.	Nat., não endêmica
Poaceae	<i>Axonopus compressus</i> (Sw.) P.Beauv.	N, não endêmica
	<i>Paspalum dilatatum</i> Poir	N, não endêmica

Família		Espécie	Origem
Polemoniaceae	<i>Phlox subulata</i> L.		
Polygonaceae	<i>Polygonum capitatum</i> Buch.-Ham. ex D.Don		Nat., não endêmica
	<i>Polygonum hydropiperoides</i> Mlchx.		N, não endêmica
Primulaceae	<i>Lysimachia arvensis</i> (L.) U. Manns & Anderb.		N, não endêmica
	<i>Primula malacoides</i> Franch.		
Rosaceae	<i>Chaenomeles japonica</i> (Thunb.) Lindl.		
	<i>Prunus cerasifera</i> Ehrh.		
	<i>Prunus insititia</i> L.		
	<i>Prunus mume</i> (Siebold) Siebold & Zucc.		
	<i>Prunus persica</i> L.		
	<i>Pyrus communis</i> L.		
	<i>Rosa chinensis</i> Jacq.		
	<i>Rubus idaeus</i> L.		Cultivada, não endêmica
	<i>Rubus rosifolius</i> var. <i>rosifolius</i> Sm		Cultivada, não endêmica
	<i>Rubus sellowii</i> Cham. & Schldtl.		N, não endêmica
Rubiaceae	<i>Borreria latifolia</i> (Aubl.) K.Schum.		N, não endêmica
	<i>Gaianthe brasiliensis</i> (Spreng) E. L. Cabral & Bacigalupo		N, não endêmica
	<i>Citrus x aurantium</i> L.		Nat., não endêmica
	<i>Citrus deliciosa</i> Ten.		
	<i>Citrus grandis</i> (L.) Osbeck		
	<i>Citrus limettoides</i> Tanaka		
	<i>Citrus x limon</i> (L.) Osbeck		
	<i>Citrus x limonia</i> (L.) Osbeck		Nat., não endêmica
	<i>Citrus sinensis</i> (L.) Osbeck		

Família	Espécie	Origem
Scrophulariaceae	<i>Buddleja stachyoides</i> Cham. & Schlttdl.	
Solanaceae	<i>Solanum americanum</i> Mill.	N, não endêmica
Theaceae	<i>Camellia japonica</i> L.	
Tropaeolaceae	<i>Tropaeolum majus</i> L.	Nat., não endêmica
Verbenaceae	<i>Glandularia x hybrida</i>	
Xanthorrhoeaceae	<i>Hemerocallis flava</i> Suter	
	<i>Hemerocallis fulva</i> (L.) L.	
	<i>Hemerocallis x hybrida</i>	



Figura 2 – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 1) *Aleurites fordii*; 2) *Eschscholzia californica*; 3) *Chaenomeles japonica*; 4) *Zantedeschia aethiopica*.



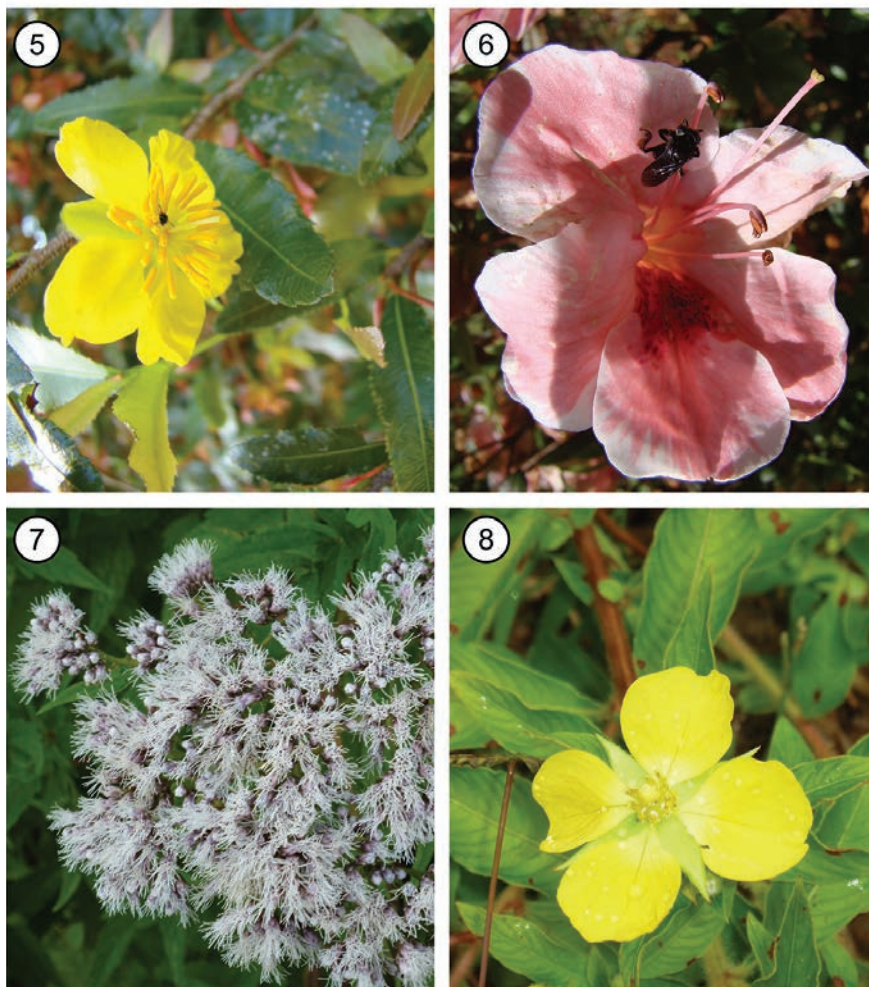


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 5) *Ochna serrulata*; 6) *Rhododendron simsii*; 7) *Vernonia polysphaera*; 8) *Ludwigia tomentosa*.

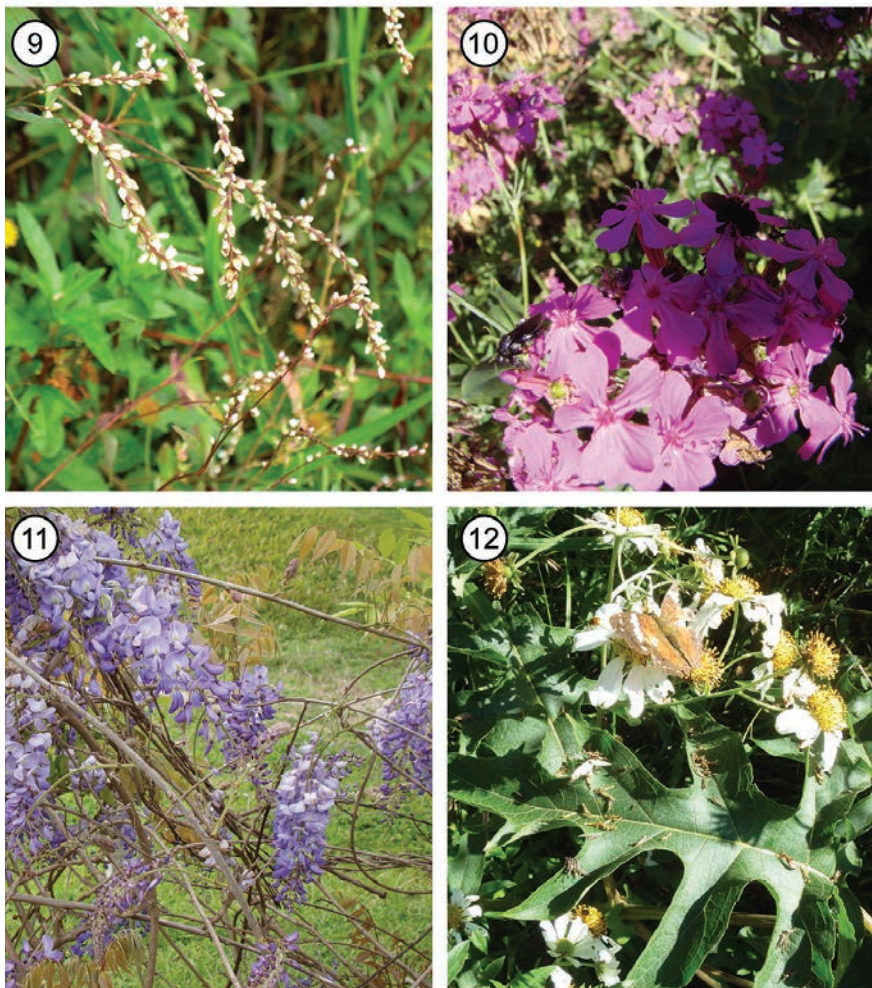


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 9) *Polygonum hydropiperoides*; 10) *Silene pendula*; 11) *Wisteria sinensis*; 12) *Montanoa bipinnatifida*.



Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 13) *Dombeya wallichii*; 14) *Cordyline fruticosa*; 15) *Leptostelma maximum*; 16) *Agalinis communis*.

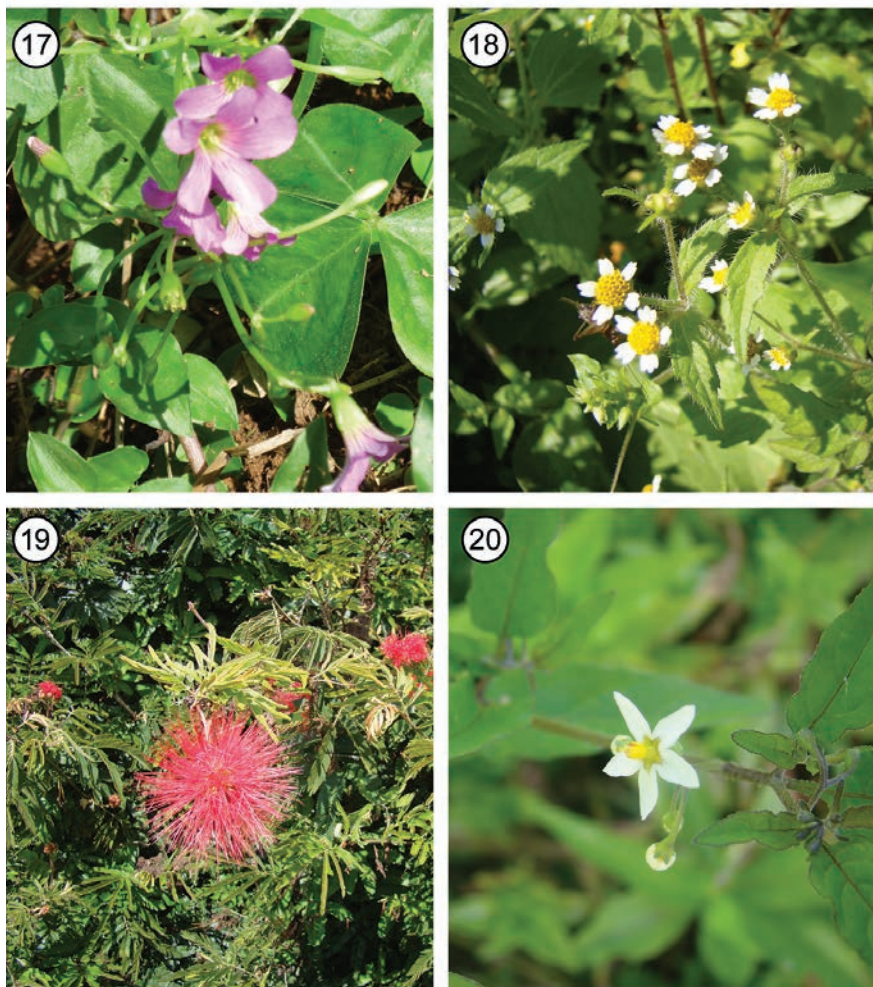


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 17) *Oxalis debilis* var. *corymbosa*; 18) *Tridax procumbens*; 19) *Calliandra dysantha*; 20) *Solanum americanum*.

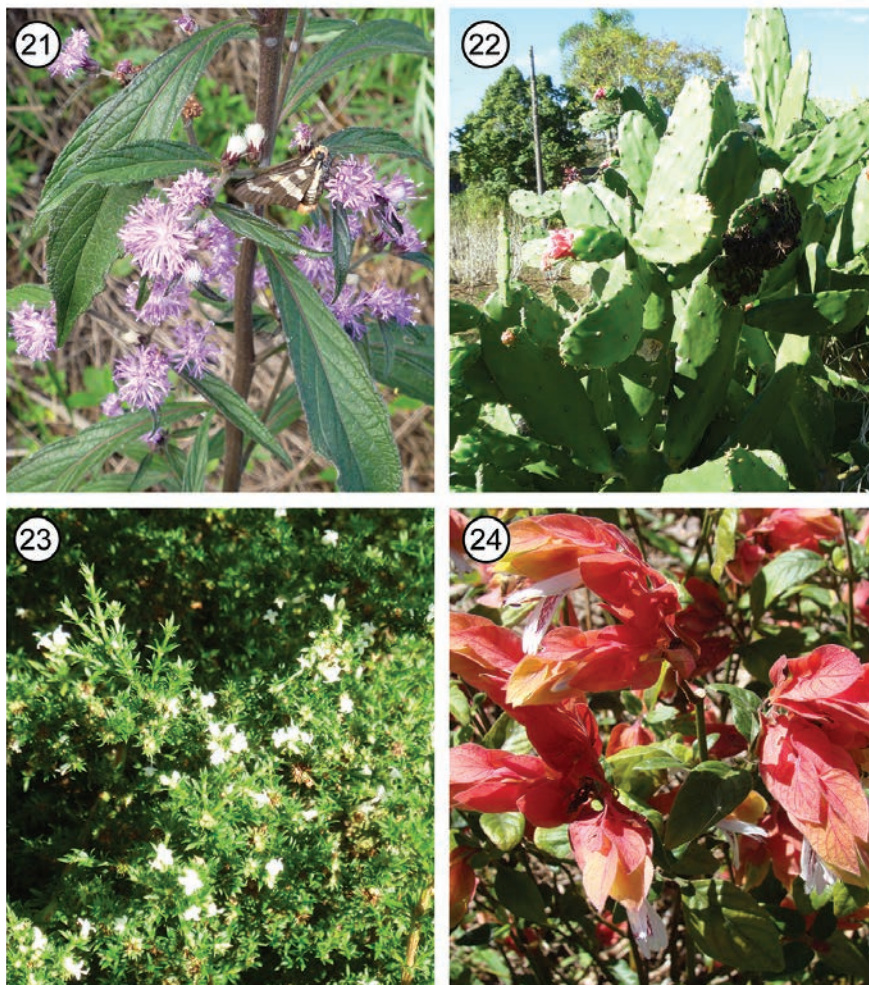


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 21) *Vernonanthura tweediana*; 22) *Opuntia cochenillifera*; 23) *Galianthe brasiliensis*; 24) *Justicia brandegeana*.

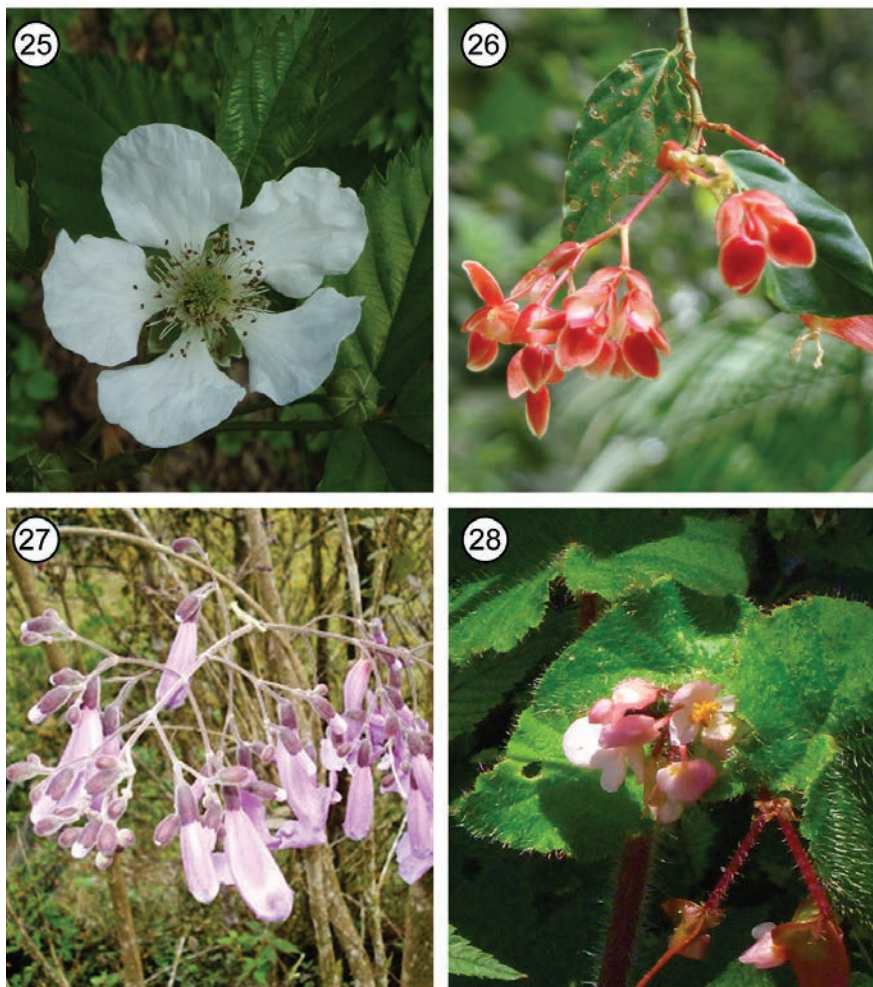


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 25) *Rubus idaeus*; 26) *Begonia coccinea*; 27) *Jacaranda puberula*; 28) *Begonia fischeri*.



Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 29) *Stromanthe thalia*; 30) *Glandularia x hybrida*; 31) *Tritonia crocata*; 32) *Hemerocallis x hybrida*.



Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 33) *Veronica persica*; 34) *Rosa chinensis*; 35) *Hygrophila costata*; 36) *Crepis japonica*.





Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 37) *Euryops chrysanthemoides*; 38) *Phlox subulata*; 39) *Ageratum conyzoides*; 40) *Camellia japonica*.



Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 41) *Cirsium vulgare*; 42) *Rubus sellowii*; 43) *Magnolia liliflora*; 44) *Hypochaeris radicata*.

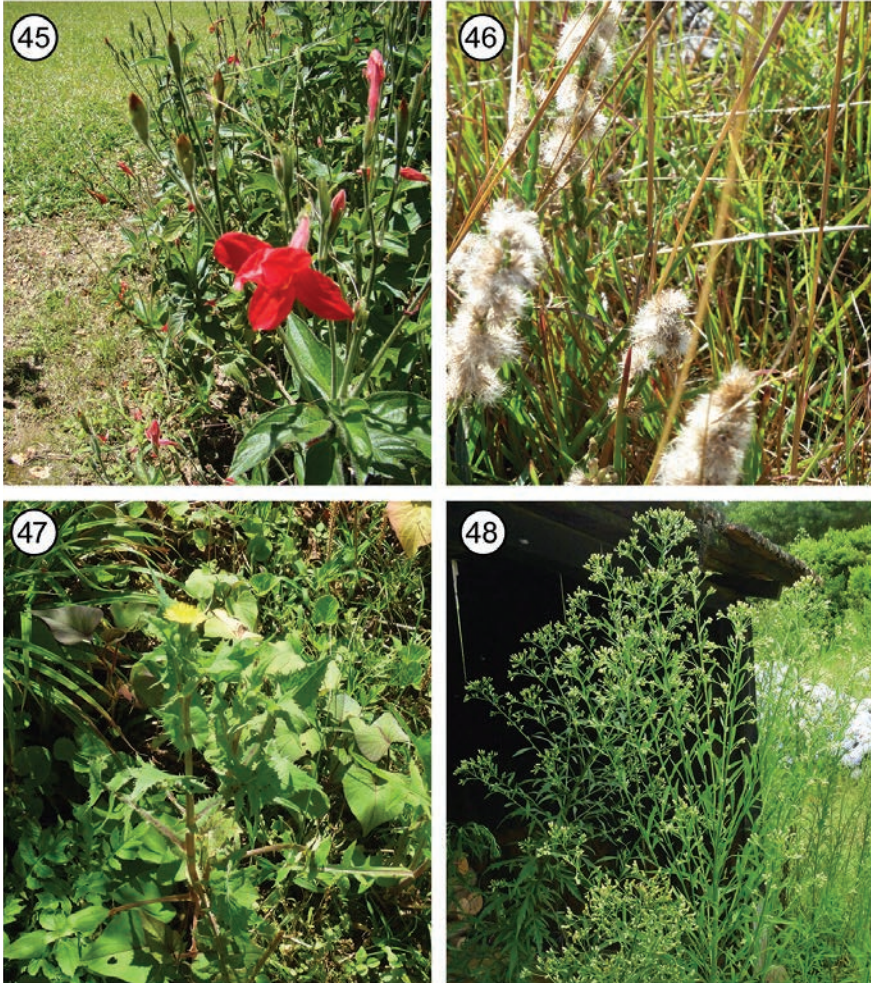


Figura 2 (continuação) – Espécies de plantas visitadas por abelhas: 45) *Ruellia elegans*; 46) *Baccharis genistelloides*; 47) *Sonchus asper*; 48) *Erechtites hieracifolia*.

As famílias botânicas com maior número de espécies que interagiram com as abelhas foram Asteraceae (24 espécies), Rosaceae (10) e Rutaceae (6). Totalizaram-se 58 espécies nativas não endêmicas, 11 nativas endêmicas e 56 introduzidas/cultivadas. Verificaram-se 16 espécies de plantas naturalizadas, não endêmicas. Observou-se que 36 famílias botânicas (29%) tiveram apenas uma ou duas espécies procuradas por abelhas (figura 3).

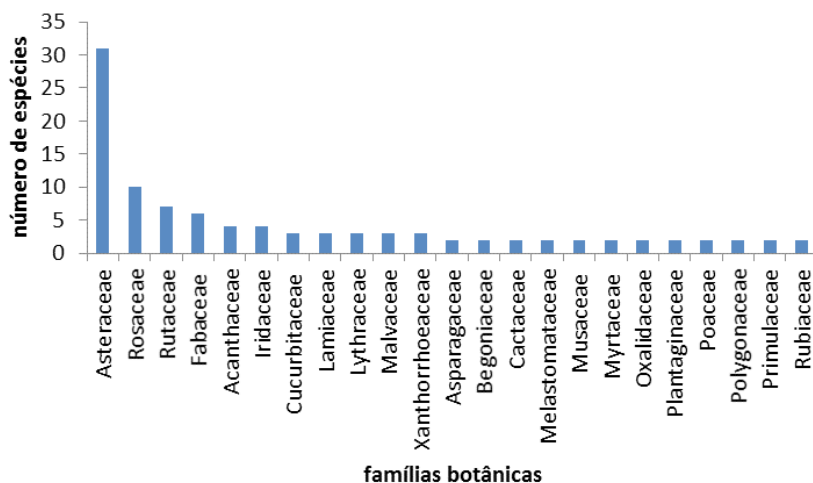


Figura 3. Número de espécies botânicas associadas a abelhas, por família vegetal, de março/2012 a fevereiro/2014, na EEB.

## Índices ecológicos

A curva de acumulação de espécies (figura 4) não atingiu a assíntota, mostrando-se em ascensão após 24 meses de coleta, fato que indica que ainda há probabilidade de encontrar espécies não amostradas.

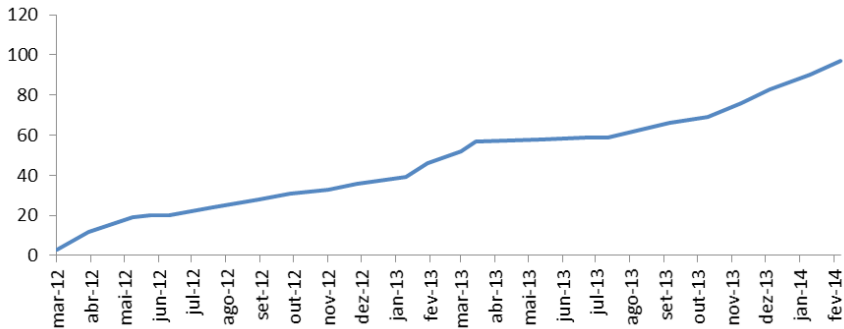


Figura 4. Curva de acumulação de espécies de abelhas, ao longo das coletas de março/2012 a fevereiro/2014, na EEB.

O cálculo dos estimadores de riqueza resultou em 140 espécies esperadas para o estimador de primeira ordem (*Jackknife 1*) e 164 pelo estimador de segunda ordem (*Jackknife 2*), tendo sido amostradas 97 espécies e morfoespécies.

Em relação à diversidade biológica encontrada, o valor do índice de Shannon-Wiener (SW) resultou em 2,53; o índice de equabilidade de Pielou (que varia entre 0 e 1), em 0,55; e o índice de dominância (1-D), em 0,77.

A comparação de riqueza com outros ambientes similares, pelo índice de Sorensen/Jaccard, foi realizada com as localidades Caetezal (Mouga *et al.*, 2012), Parque Rolf Colin (Dec & Mouga, 2014), Ceba Rugendas (Mouga & Krug, 2010), Parque Caieiras (Mouga & Warkentin, 2016) e Alto do Quiriri (Mouga & Nogueira-Neto, 2012) (tabela 3). Os valores obtidos, em ordem decrescente de amplitude, foram: Caetezal (Ss/j: 0,55/0,38), Parque Rolf Colin (Ss/j: 0,50/0,34), Ceba Rugendas (Ss/j: 0,45/0,33), Parque Caieiras (Ss/j: 0,40/0,25) e Alto do Quiriri (Ss/j: 0,20/0,11) (figura 5).

Tabela 3. Similaridade da apifauna (índice de Sorensen) amostrada neste estudo com outras amostradas em formações na região. Os autores mencionados estão listados nas referências.

<b>Autores</b>	<b>Localidade e município</b>	<b>Distância (km)</b>	<b>Altitude (m)</b>	<b>Coordenadas geográficas</b>	<b>Índice de similaridade de Sorensen/ Jaccard</b>	<b>Número de espécies do estudo</b>	<b>Número de espécies em comum</b>
Mouga & Nogueira-Neto (2012)	Alto do Quiriri, Garuva, SC	36,24	1.274	26°02'13.00"S 48°57'29.00"W	0,2/0,11	34	11
Mouga <i>et al.</i> (2012)	RPPN Caetezal, Joinville, SC	14,45	729	26°11'40.68"S 49°06'9.86"W	0,55/0,38	61	28
Mouga & Krug (2010)	Cepa Rugendas, São Bento do Sul, SC	16,65	632	26°19'25.28"S 49°18'26.82"W	0,45/0,33	65	25
Dec & Mouga (2014)	Parque Rolf Colin, Joinville, SC	14,84	150	26°15'33.58"S 49°0'29.31"W	0,5/0,34	47	24
Mouga & Warkentin (2016)	Parque Natural Municipal Caieiras, Joinville, SC	34,70	5	26°18'21.05"S 48°47'38.09"W	0,4/0,25	57	22
Este trabalho	Estação Ecológica do Bracinho, Joinville, SC		800	26°6'42"S 49°48'25"W		97	



Figura 5. Localidades (pontos amarelos) onde foram amostradas comunidades de abelhas na região norte catarinense. Fonte: <https://earth.google.com/web7.1.8.3036>.

## DISCUSSÃO

A maioria dos novos registros de espécies de abelhas refere-se a táxons presentes nos estados vizinhos (Paraná e Rio Grande do Sul ou São Paulo), assim como países fronteiriços (Paraguai, Argentina) ou na mesma direção meridional (Uruguai), embora também tenham sido coletados táxons com ocorrência reportada apenas para estados distantes (Espírito Santo, Mato Grosso, Goiás). Essas espécies, se cotejadas com outros registros de ocorrência de levantamentos de apifauna do sul e sudeste do Brasil, podem permitir preencher hiatos em padrões de distribuição (Mouga *et al.*, 2015). Observa-se que a riqueza de espécies e a sequência das subfamílias seguiram o padrão usualmente reportado para a região biogeográfica neotropical (temperada e subtropical), de acordo com Martins (1994) e também Steiner *et al.* (2006), que atribuem tal padrão a regiões interiores de Santa Catarina.

Em termos de quantidade de indivíduos, a espécie introduzida *Apis mellifera* representou 32,41% dos indivíduos amostrados. Essa espécie, eussocial e com grande abundância de indivíduos por colônia, é sinecologicamente muito ativa, exótica, altamente adaptável e tem desenvolvido, em geral, relações interespecíficas

concorrenciais que podem promover a redução dos recursos forrageiros e locais de nidificação (Silveira *et al.*, 2002).

Os estimadores *Jackknife* sugerem a possibilidade de a riqueza aumentar em até 69% sobre o montante já encontrado. O número se explica pela amplidão da unidade de conservação e pelo tipo de metodologia empregada. Assim, para alcançar uma amostragem mais integral da apifauna presente, seriam necessárias mais coletas ou então métodos diferenciados (Krug & Alves-dos-Santos, 2008).

Segundo Durigan (1999), o SW varia entre 2,5 e 3,5 em ecossistemas de mata atlântica similares ao estudado. O valor encontrado (2,53) é esperado para sistemas biológicos não perturbados, contudo, levando-se em conta a possibilidade de incremento em até quase 70% da riqueza, presume-se que a região deve alcançar valores de diversidade mais elevados. O SW é sensível a espécies raras, ou seja, quanto maior a percentagem de espécies raras, menor o valor de  $H'$  (Martini & Prado, 2010).

O índice de equabilidade de Pielou (que varia entre 0 e 1) resultou em 0,55, valor possivelmente atribuível ao fato de muitas espécies (80 de 96) terem sido representadas por até dez indivíduos, enquanto *Apis mellifera*, *Trigona spinipes*, *Bombus morio* e *Dialictus* sp. representaram 75,7% dos indivíduos amostrados, restando ainda 13 espécies que mostraram abundâncias intermediárias (entre 11 e 60). Houve, assim, grandes variações nas abundâncias, que afetam o índice, o que explica o valor intermediário alcançado (Martini & Prado, 2010).

A dominância aparece no alto valor alcançado pelo índice de Simpson (1-D) – 0,77 – e explica-se pelas mesmas razões apontadas anteriormente, ou seja, grandes variações nas abundâncias.

Muitas espécies de plantas verificadas foram relatadas por Maia-Silva *et al.* (2012), entre outros autores, como visitadas por abelhas. A preferência das abelhas por Asteraceae já é reportada em outros trabalhos. A associação das abelhas com espécies cultivadas de Rosaceae e Rutaceae se explica pela metodologia adotada no presente estudo, qual seja, de inserir transecções em áreas silvestres e antropizadas. Por outro lado, a apifauna foi amostrada quase que igualmente nas espécies nativas não endêmicas e nas introduzidas/cultivadas, indicando um



forrageamento abrangente da apifauna nativa nas fontes de pólen e nêctar, tanto nas áreas naturais quanto antropizadas (entorno da EEB). De acordo com Mouga *et al.* (2015), abelhas nativas utilizam uma grande variedade de plantas ornamentais como recurso floral. Tãxons exóticos encontrados associados a abelhas corroboram estudos realizados no Brasil e em outros países sobre a presença de espécies de plantas introduzidas/invasoras/naturalizadas com as quais espécies de abelhas nativas interagem, evidenciando que as plantas não precisam ser nativas para atrair e alimentar abelhas nativas. A procura incidental das abelhas por diversas famílias botânicas na intensidade de apenas uma ou duas espécies mostra a adaptabilidade da apifauna a recursos eventuais.

A opção da metodologia adotada neste trabalho reflete a premissa de que a amostragem ao nível de floradas de chão pode espelhar a composição da melissofauna do local, que eventualmente forrageia no dossel em áreas florestadas. A riqueza encontrada e as estimativas de riqueza calculadas corroboram essa inferência.

A comparação de riqueza com outros ambientes, pelo índice de Sorensen e de Jaccard, evidenciou maiores valores de similaridade, em ordem decrescente, com a RPPN Caetezal, seguida pelo Parque Rolf Colin, Cepa Rugendas e Parque Caieiras, com valores oscilando entre 0,55 e 0,40. As três primeiras localidades distam cerca de 14-16 km da área de estudo e têm vegetação assemelhada, apesar das diferenças de altitude. O Parque Caieiras e o Alto do Quiriri, entretanto, situam-se, respectivamente, à beira do manguezal de Joinville e em campo de altitude e mostraram menores valores de similaridade.

A área de estudo foi adquirida pela Celesc (Centrais Elétricas de Santa Catarina S.A.) em 1964, e a EEB foi criada em 1984, estando ainda hoje sob administração da mesma instituição. A EEB situa-se em ambiente de duas bacias de acumulação, do Rio Piraí e do Rio Bracinho, integradas à bacia hidrográfica do Rio do Júlio, de grande volume (Celesc, 1984), e foi instituída com a função de proteger a flora e a fauna do local, uma das regiões mais preservadas do norte de Santa Catarina, e auxiliar na manutenção do regime hidrológico dos seus rios, visando a um abastecimento regular das represas que retêm a água utilizada nas usinas hidrelétricas da região (Machado, 1996).

A riqueza de espécies de abelhas observada é a mais elevada dos locais comparados e mostra efetivamente uma área muito conservada, ainda possivelmente em condições bastante semelhantes às da formação prístina. O inventariamento da apifauna confirma-se como indicador das condições ambientais e balizador da conservação.

## AGRADECIMENTOS

Aos especialistas Osmar dos Santos Ribas, Juarez Cordeiro e Eraldo Barboza, do Museu Botânico de Curitiba, a identificação das plantas; aos especialistas Gabriel Augusto Rodrigues de Melo e Danúncia Urban, da Universidade Federal do Paraná, a ajuda na identificação das abelhas; à Celesc o acesso ao local das coletas; à Univille o apoio; e a todos que contribuíram para o desenvolvimento do projeto.

## REFERÊNCIAS

- Ab'Sáber AN. 1996. Paleoclimas quaternários e pré-história da América Tropical. II. Revista Brasileira de Biologia, 50: 821-831.
- Barros RSM. 2007. Medidas de diversidade biológica. Juiz de Fora: Universidade Federal de Juiz de Fora. 13 p.
- Bawa KS. 1990. Plant-pollinator interactions in tropical rain forests. Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics, 21: 399-422.
- Celesc – Centrais Elétricas de Santa Catarina. 1984. Programa de meio ambiente: Estação Ecológica do Bracinho / Projeto Acqua Viva. Florianópolis. 4 p. (Circular técnica).
- Colwell RK & Coddington JA. 1994. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences, 345: 101-118.
- Dec E & Mouga DMDS. 2014. Diversidade de abelhas (Hymenoptera: Apidae) em área de mata atlântica em Joinville, Santa Catarina. Acta Biológica Catarinense, 1(2): 15-27.

Durigan ME. 1999. Florística, dinâmica e análise proteica de uma floresta ombrófila mista em São João do Triunfo – PR. Dissertação (Mestrado), Universidade Federal do Paraná.

Faria-Mucci GM, Melo MA & Campos LAO. 2003. A fauna de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) e plantas utilizadas como fonte de recursos florais, em um ecossistema de campos rupestres em Lavras Novas, Minas Gerais, Brasil. *In*: Melo GAR & Alves-dos-Santos I. Apoidea Neotropica: homenagem aos 90 anos de Jesus Santiago Moure. Criciúma: Editora Unesc. pp. 241-256.

Gonçalves RB & Brandão CRF. 2008. Diversidade de abelhas (Hymenoptera, Apidae) ao longo de um gradiente latitudinal na mata atlântica. *Biota Neotropica*, 8(4): 51-61.

IBGE – Fundação Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. 1990. Geografia do Brasil: Região Sul. Rio de Janeiro. pp. 151-187.

Klein RM. 1978. Mapa fitogeográfico do estado de Santa Catarina. Itajaí: Sudesul / Fatma / HBR. 25 p.

Krebs CJ. 1989. *Ecological methodology*. New York: Harper Collins Publishers. 620 p.

Krug C & Alves-dos-Santos I. 2008. O uso de diferentes métodos para amostragem da fauna de abelhas (Hymenoptera: Apoidea), um estudo em floresta ombrófila mista em Santa Catarina. *Neotropical Entomology*, 37(3): 265-278.

Machado DA. 1996. Estudo de populações de aves silvestres na região do Salto Piraí e uma proposta de conservação para a Estação Ecológica do Bracinho, Joinville, SC. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais), Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, Universidade de São Paulo.

Magurran AE. 2004. *Measuring biological diversity*. Oxford: Blackwell Publishing. 256 p.

Maia-Silva C, Silva CI, Hrcir M, Queiroz RT & Imperatriz-Fonseca VL. 2012. Guia de plantas visitadas por abelhas. Fortaleza: Fundação Brasil Cidadão. 191 p.

Martini AMZ & Prado PIKL. 2010. Índices de diversidade de espécies. Ilhéus: PPGECEB-UESC.

Martins CF. 1994. Comunidade de abelhas (Hym., Apoidea) da caatinga e do cerrado com elementos de campos rupestres do estado da Bahia, Brasil. *Revista Nordestina de Biologia*, 9(2): 225-257.

Melo GAR & Gonçalves RB. 2005. Higher-level bee classifications (Hymenoptera, Apoidea, Apidae *sensu lato*). *Revista Brasileira de Zoologia*, 22: 153-159.

Michener CD. 2007. *The bees of the world*. 2. ed. Baltimore: The John Hopkins University Press. 992 p.

Michener CD, Mcginley Rj & Danforth BN. 1994. *The bee genera of North and Central America (Hymenoptera: Apoidea)*. Washington, DC: Smithsonian Institution. 209 p.

Mouga DMDS. 2009. Abelhas de Santa Catarina: histórico das coletas e lista das espécies. *Revista Univille*, 14: 75-112.

Mouga DMDS. 2004. *As comunidades de abelhas (Hymenoptera, Apoidea) em mata atlântica na região nordeste do estado de Santa Catarina, Brasil*. Tese (Doutorado), Universidade de São Paulo.

Mouga DMDS, Ferretti V, Sena JC, Warkentin M, Santos AKG & Ribeiro CL. 2015. Ornamental bee plants as foraging resources for urban bees in Southern Brazil. *Agricultural Sciences*, 6: 365-381.

Mouga DMDS & Krug C. 2010. As comunidades de abelhas (Apidae) na floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina, Brasil. *Zoologia*, 27(1): 70-80.

Mouga DMDS, Noble CF, Bussmann DBG & Krug C. 2012. Bees and plants in a transition area between atlantic rain forest and araucaria forest in southern Brazil. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 67: 313-327.

Mouga DMDS & Nogueira-Neto P. 2012. A high grassland bee community in southern Brazil: survey and annotated checklist (Insecta: Apidae). *Journal of the Kansas Entomological Society*, 85(4): 295-308.

Mouga DMDS, Nogueira-Neto P, Warkentin M, Ferretti V & Dec E. 2016. Bee diversity (Hymenoptera, Apidae) in Araucaria forest in southern Brazil. *Acta Biológica Catarinense*, 3(2): 149-154.

Mouga DMDS & Warkentin M. 2016. Bee community and associated flora in lowland rain forest and mangrove in Southern Brazil. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 71(4): 385-396.

Moure JS, Urban D & Melo GAR. 2012. Catalogue of bees (Hymenoptera, Apoidea) in the neotropical region. Disponível em: <http://www.moure.cria.org.br/catalogue>. Acesso em abril/2017.

O'Toole C. 1993. Diversity of native bees and agroecosystems. *In*: LaSalle J & Gauld ID (Eds.). *Hymenoptera and biodiversity*. London/Wallingford: Commonwealth Agricultural Bureau International. pp. 69-106.

Palmer MW. 1991. Estimating species richness: the second-order jackknife reconsidered. *Ecology*, 72: 1512-1513.

Pielou EC. 1977. *Mathematical ecology*. New York: John Wiley. 385 p.

Prefeitura de Joinville / Seplan – Secretaria de Planejamento, Orçamento e Gestão. 2013. Mapa topográfico. Joinville. Disponível em: <http://simgeo.joinville.sc.gov.br/>. Acesso em abril/2017.

Rafael JA, Melo GAR, Carvalho CJB, Casari SA & Constantino R. 2012. *Insetos do Brasil: diversidade e taxonomia*. Ribeirão Preto: Holos. 810 p.

Reinert BL. 1990. Aspectos eto-ecológicos e migratórios de garças (Ciconiiformes, Ardeidae) em área reflorestada com *Pinus elliotii* Engelm, Joinville, Santa Catarina, Brasil. Monografia, Pontifícia Universidade Católica do Paraná.

Sakagami SF, Laroca S & Moure JS. 1967. Wild bees biocenotics in São José dos Pinhais (PR), South Brazil – preliminary report. *Journal of the Faculty of Science Hokkaido University (Series 6, Zoology)*, 19: 253-291.

Silveira FA, Melo GAR & Almeida EB. 2002. *Abelhas brasileiras: sistemática e identificação*. Belo Horizonte: Fernando A. Silveira. 253 p.

Souza DL, Evangelista-Rodrigues A & Pinto MSC. 2007. As abelhas como agentes polinizadores. Revista Electrónica de Veterinária, 8(3): 1-7.

Steiner J, Harter-Marques B, Zillikens A & Feja EP. 2006. Bees of Santa Catarina Island, Brazil – a first survey and check-list (Insect, Apoidea). Zootaxa, 1220: 1-18.

*Sites consultados*

<https://earth.google.com/web7.1.8.3036>.

<http://www.imgrum.org/tag/riodojulio>.

