

RELATOS DA NOSSA CASA

estudos da biodiversidade em uma universidade
latino-americana e caribenha

Luiz R. R. Faria
Nathália Corrêa Chagas de Souza
Weber Beringui Feitosa
(org.)



EDUNILA



RELATOS DA NOSSA CASA

estudos da biodiversidade em uma universidade
latino-americana e caribenha



UNIVERSIDADE FEDERAL DA INTEGRAÇÃO LATINO-AMERICANA

Diana Araujo Pereira *Reitora*

Rodne de Oliveira Lima *Vice-reitor*

EDUNILA – EDITORA UNIVERSITÁRIA

Julio da Silveira Moreira *Coordenador da EDUNILA*

Leonel Gandi dos Santos *Vice-coordenador da EDUNILA
e Bibliotecário-documentalista*

Andréia Moassab *Membra da Coordenação Executiva*

Ailda Santos dos Prazeres *Assistente em administração*

Claudinéia Pires *Assistente em administração*

Francieli Padilha Bras Costa *Programadora visual*

Ricardo Fernando da Silva Ramos *Assistente em administração*

CONSELHO EDITORIAL

Julio da Silveira Moreira *Presidente do Conselho*

Leonel Gandi dos Santos *Vice-presidente do Conselho*

Débora Viletti Zuck *Representante dos/as técnico-administrativos/as em educação
da UNILA*

Raulandis Magdariaga Perez *Representante dos/as discentes de graduação da UNILA*

Janice Scheila Kieling *Representante dos/as discentes de pós-graduação da UNILA*

Selma Passos Cardoso *Representante do Instituto Latino-Americano de Tecnologia,
Infraestrutura e Território (ILATIT - UNILA)*

Diego Chozas Ruiz-Belloso *Representante do Instituto Latino-Americano de Arte, Cultura
e História (ILAACH - UNILA)*

Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior *Representante do Instituto Latino-Americano de Ciências da
Vida e da Natureza (ILACVN - UNILA)*

Ramon Blanco de Freitas *Representante do Instituto Latino-Americano de Economia,
Sociedade e Política (ILAESP - UNILA)*

Avacir Gomes dos Santos Silva *Representante externa - Professora Associada no Curso de
Pedagogia da Universidade Federal de Rondônia (UNIR)*

Edilma de Jesus Desidério *Representante externa - Professora voluntária no Campus do
Sertão da Universidade Federal de Alagoas (UFAL)*

Lilibeth Janneth Zambrano Contreras *Representante externa - Coordenadora da Rede Internacional
de Pesquisadores de Literatura Comparada - REDILIC, do
Instituto de Pesquisa Literária "Gonzalo Picón Febres", da
Faculdade de Ciências Humanas e Educação, da Universidade de
Los Andes, Mérida, Venezuela*

Ricardo Scavone Yegros *Representante externo - Membro da Academia Paraguaya de la
Historia e Diretor Geral da Academia Diplomática e Consular
do Ministério de Relações Exteriores do Paraguai*

Jorge Luiz Favaro *Representante externo - Docente em Extensão e
Desenvolvimento Rural na UNICENTRO*

Luiz R. R. Faria
Nathália Corrêa Chagas de Souza
Weber Beringui Feitosa
(org.)

RELATOS DA NOSSA CASA
ESTUDOS DA BIODIVERSIDADE EM UMA
UNIVERSIDADE LATINO-AMERICANA E
CARIBENHA

Foz do Iguaçu, Paraná, Brasil

EDUNILA

Editora da
Universidade Federal da
Integração Latino-Americana

2026

© 2026 EDUNILA – Editora Universitária

EQUIPE EDITORIAL

Julio da Silveira Moreira *Edição e Preparação de Originais*
Nicolly Rocha de Souza [Órbita] *Normalização e Revisão*
Heloise Reis Ventura *Revisão de Texto*
Hanna Lara Martins Lobo [Órbita] *Projeto Gráfico e Diagramação*

Catálogo na Publicação (CIP)

R382 Relatos da nossa casa: estudos da biodiversidade em uma universidade latino-americana e caribenha / Luiz R. R. Faria; Nathália Corrêa Chagas de Souza; Weber Beringui Feitosa (org.). -- Foz do Iguaçu: EDUNILA, 2026

PDF (154 p.) : il.

ISBN: 978-65-86342-70-3

1. Ciências biológicas. 2. Biodiversidade. 3. Ecologia. I. Faria, Luiz R. R. II. de Souza, Nathália Corrêa Chagas. III. Feitosa, Weber Beringui. IV. Título

CDD 570
CDU 57

Ficha Catalográfica elaborada por Leonel Gandi dos Santos CRB9/2269

Todos os direitos reservados e protegidos pela Lei nº 9.610, de 19 de fevereiro de 1998. É proibida a reprodução total ou parcial por quaisquer meios sem autorização prévia, por escrito, da editora. Direitos adquiridos pela EDUNILA – Editora Universitária.

Editora associada à:



EDUNILA
Editora da
Universidade Federal da
Integração Latino-Americana

EDUNILA – Editora Universitária
Campus Integração - Av. Tancredo Neves, 3147
Foz do Iguaçu – PR – Brasil | CEP: 85857-970
editora@unila.edu.br | <https://portal.unila.edu.br/editora>

PALAVRAS DA EDITORA

“De los libros honestos, piadosos y fortalecedores hablamos, que con espíritu americano, estudian problemas de América. No tanto de libros pomposos y retóricos, y de conocimientos abstractos universales, – cuanto de esos otros concretos y beneméritos, escritos al calor de nuestro sol, y en el fragor de nuestras luchas generosas, sangrientas como todas las entrañas”.

José Martí, Biblioteca Americana, 1884

A Coleção Semillas nasce da convicção de que a universidade pública, latino-americana e fronteiriça, deve valorizar e difundir os conhecimentos produzidos também em seus cursos de graduação. O que se apresenta aqui não são introduções genéricas, nem textos adaptados à lógica de manuais. São obras que emergem da vivência concreta de estudantes, docentes e técnicos em seus contextos formativos, das práticas acadêmicas que se cruzam no cotidiano do ensino, da pesquisa e da extensão.

Estes livros não apenas refletem, mas também projetam os percursos formativos da UNILA. As experiências de cada curso se expressam em objetos de estudo enraizados nos territórios, nas culturas e nos dilemas do continente. A graduação aparece, assim, como espaço legítimo de produção de conhecimento, no qual se praticam metodologias, constroem-se modelos, testam-se hipóteses, analisam-se dados e elaboram-se perguntas e respostas sobre a realidade.

Na UNILA, essa realidade se estende para além das fronteiras nacionais. Muitos estudantes desenvolvem pesquisas e ações de extensão nos países de onde vêm, estabelecendo uma troca ativa e crítica de saberes entre contextos latino-americanos diversos. A

formação universitária ganha, assim, uma dimensão internacional que não se dá por meio de transplantes teóricos, mas pela partilha situada de experiências e problemas.

A Editora da UNILA e a Pró-Reitoria de Graduação prestam reconhecimento ao trabalho das graduações da universidade, às suas estruturas curriculares, seus colegiados, professores e professoras, e sobretudo ao protagonismo estudantil que tem marcado o percurso institucional desde os primeiros anos, a exemplo dos componentes do Ciclo Comum de Estudos. As pesquisas e estudos desenvolvidos na graduação seguirão produzindo debate, diálogo e novas perguntas sobre os problemas e os caminhos da nossa região e da América Latina.

Sumário

SOBRE ASPECTOS EVOLUTIVOS Y ECOLÓGICOS DE LAS ESTRUCTURAS MORFOLÓGICAS: UN NUEVO ALCANCE PARA EL CONCEPTO DE SIMORFOSIS..... 26

María Noel C. Hirschfeld e Luiz R. R. Faria

Sobre la naturaleza de las estructuras morfológicas	26
Morfología y autoorganización	30
Morfología y fractales	31
Hacia un concepto integrador.....	33

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO PARA FELINOS AMEAÇADOS NA REGIÃO NEOTROPICAL..... 45

Ágatha Kohmoto Verzotto e Peter Löwenberg Neto

Métodos	47
Resultados	48
Discussão.....	51

EFFECTO DE FACTORES AMBIENTALES Y ESPACIALES EN LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ANUROS EN LA CORDILLERA DE LOS ANDES 62

Licet Fernanda Calambás Trochez, Peter Löwenberg Neto y Michel Varajão Garey

Descripción del área de estudio	64
Obtención de las variables	65
Análisis estadístico	67
Resultados	68
Discusión.....	71
Conclusión.....	74

**ROTAS DE CONECTIVIDADE ENTRE ÁREAS
PROTEGIDAS DA COLÔMBIA PARA A CONSERVAÇÃO
DA BIODIVERSIDADE..... 82**

Paola Andrea Diaz Lopez e Peter Löwenberg Neto

Superfície de custo	84
Busca por rotas de conectividade.....	85
Resultados	86
Discussão.....	90

**HISTÓRIA DAS ARBOVIROSES URBANAS
TRANSMITIDAS POR *Aedes aegypti* (LINNAEUS)
NO PARANÁ BASEADO NOS REGISTROS
ENCONTRADOS NOS BOLETINS EPIDEMIOLÓGICOS
DA SESA PARANÁ..... 97**

Keryny Dorcimil e Elaine Della Giustina Soares

Metodologia	99
Febre amarela (FA) urbana e silvestre	100
Dengue.....	101
Zika vírus	104
Chikungunya.....	106
Conclusões.....	107

**DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA
CUENCA DEL PARANÁ 3..... 114**

Diego Fernando Cadena Mantilla y Luiz Henrique Garcia Pereira

Metodología	116
Resultados y Discusiones	119
Consideraciones finales.....	123

**A CONTRIBUIÇÃO DE EVALDO BUTTURA PARA
A FLORA DO OESTE DO PARANÁ.....130**

Mariana Gabriely da Silva Menezes e Laura Cristina Pires Lima

Método132

Resultados 133

Discussão136

Conclusão 140

SOBRE OS AUTORES 148

APRESENTAÇÃO

O bacharelado em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade é um dos cursos pioneiros da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, UNILA, tendo suas atividades iniciadas em agosto de 2010, ainda na sede provisória da universidade no Parque Tecnológico Itaipu (PTI, atual Itaipu Parquetec). A vocação de integração, princípio basilar da UNILA, já aparece no próprio grupo de trabalho escolhido pela comissão de implantação para propor as bases do curso. Afinal, ele foi composto por três brasileiros e dois argentinos.

Conforme histórico apresentado em pormenores no Projeto Pedagógico do Curso, a proposta da comissão foi elemento central para a consolidação da ênfase do bacharelado em Ciências Biológicas da UNILA, cuja característica visa contribuir para a formação de profissionais capazes de propor resoluções aos problemas socioambientais da América Latina e do Caribe (UNILA, 2018, p. 5). Assim, ainda que apresente uma estrutura curricular capaz de garantir uma formação geral em Ciências Biológicas, o curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade oferta cerca de metade de suas disciplinas obrigatórias em componentes relacionados à ênfase do curso. Trata-se, então, de um curso com uma forte preocupação com a consolidação disciplinar para a prática interdisciplinar (UNILA, 2018, p. 5).

Biodiversidade, termo que, a depender da análise, poderia até mesmo incluir a ecologia, seu par na ênfase do nosso bacharelado, é conceito/palavra indispensável quando se pensa a conservação e o manejo em um contexto de crise ambiental em escala planetária (Díaz; Malhi, 2022). Nenhum curso de biologia, dos mais generalistas àqueles com ênfases mais particulares, poderia deixar de lado o contexto de crise global de biodiversidade em que

vivemos. A questão é ainda mais sensível para um curso de ciências biológicas, com ênfase em ecologia e biodiversidade, ofertado em uma universidade como a UNILA. Se, como defende De Sierra (2008, p. 15), “os estudos latino-americanos deveriam analisar ao mesmo tempo os elementos convergentes e comuns da região, da mesma forma que suas diferenças”, a biodiversidade aparece como elemento capaz de integrar naturalmente a América Latina e o Caribe. Isso porque somos uma região reconhecida como biodiversa: dos 17 países megadiversos do mundo, por exemplo, seis (Brasil, Colômbia, México, Peru, Equador e Venezuela) estão na América Latina (Mittermeier, 1997). Desta forma, independentemente dos critérios adotados, seja o somatório de espécies, número de espécies endêmicas ou distribuição global dos *hotspots*, pode-se dizer que a América Latina e o Caribe se destacam como regiões ricas em biodiversidade.

Vale destacar que o próprio conceito de biodiversidade se vê cada vez mais tensionado à medida que a crise ambiental escala. Ainda que, por óbvio, o ser humano seja parte da biodiversidade, a falta de definições que nos incluam explicitamente no bojo do conceito segue reforçando uma dicotomia obsoleta, capaz de conceber o ser humano como elemento externo/exterior/estranho tanto à biodiversidade quanto à própria natureza. O conceito de diversidade biocultural surge, então, como alternativa, já que inclui a variedade de seres vivos e toda a miríade de culturas, em definições que tratam, por exemplo, da intersecção entre a biodiversidade, a etnodiversidade (número de línguas) e agrobiodiversidade (variedade de espécies e paisagens domesticadas) (Toledo; Barrera-Bassols, 2008). Não é preciso ir muito longe para perceber que, novamente, agora em um contexto de diversidade biocultural, a América Latina e o Caribe seguem em destaque.

Se podemos falar de biodiversidade/diversidade biocultural em uma escala ampla, considerando o contexto da América Latina e Caribe, também podemos fazê-lo em uma escala mais restrita, tendo em vista a região da Tríplice Fronteira Argentina–Brasil–

Paraguai e, mais particularmente, a cidade de Foz do Iguaçu. Na dimensão mais estritamente biológica, encontramos na região trinacional os maiores fragmentos de Floresta Estacional Semidecidual da Mata Atlântica, com destaque para o Parque Nacional do Iguaçu e o Parque Nacional Iguazú, que somam aproximadamente 250.000 hectares. Há que se destacar que estudos recentes, particularmente no lado brasileiro, confirmam a expectativa de que essas unidades de conservação abrigam uma elevada riqueza de espécies em vários grupos animais, vegetais e de microrganismos (Bail *et al.*, 2022; Fianco *et al.*, 2022; Hentz Junior *et al.* 2002). Os riscos de retrocessos, entretanto, estão sempre à espreita, como no caso da tentativa mais recente de reabertura da Estrada do Colono, caminho que cortaria o Parque Nacional do Iguaçu em dois, trazendo prejuízos imensos à biodiversidade (Prasniewski *et al.*, 2020). Já na dimensão da diversidade biocultural, trata-se de um curso instalado em uma região trinacional marcada pela multiculturalidade (Oderich; Baldi, 2020). E há que se pensar que o próprio curso também contribui com essa multiculturalidade, no momento em que recebe e forma pessoas com origens tão distintas. Tem-se, então, um binômio a ser considerado na maneira como se entende e pretende o curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade da UNILA: se encontramos na região muito o que ser estudado, no contexto de um curso de ciências biológicas, a região também molda de alguma maneira quem aqui estuda e o que aqui se estuda.

Um marco central na história do nosso curso foi a apresentação do primeiro TCC, em 10 de julho de 2015. Coube a uma discente argentina, Alejandra Belén Dip, hoje doutora em Ciências Biológicas pela Universidad Nacional de Tucumán (Argentina), realizar a primeira das cerca de 130 apresentações/ defesas de TCCs ocorridas até o momento. O título da primeira monografia, inclusive, “*¿Una única biología de la conservación? Comparación de la literatura publicada en periódicos internacionales y en periódicos latinoamericanos*” (DIP, 2015), dá a tônica de algumas preocupações

que marcam muitos dos TCCs do curso, isto é, de que os estudos tenham uma abordagem de e para a América Latina e Caribe, além da busca por trabalhos que possam integrar disciplinas.

Uma avaliação rápida apenas dos títulos dos TCCs do curso depositados no repositório institucional da UNILA já seria suficiente para evidenciar a diversidade de assuntos pesquisados. Percebe-se ali o diálogo entre o disciplinar e o interdisciplinar, a condição da biologia como um campo científico bastante aberto, plural e em construção, e que remete a um trecho do próprio PPC do curso:

O Bacharelado em Ciências Biológicas na UNILA, com ênfase em Ecologia e Biodiversidade, se justifica pela problemática atual de questões relacionadas ao conhecimento e uso dos biomas latino-americanos, suas diversidades, prioridades de conservação, estratégias de manejo e consequências da conversão de habitats e das mudanças climáticas na biosfera. Estes assuntos são, em sua essência, interdisciplinares e agregam influências e contribuições de outras esferas do conhecimento como a geografia, desenvolvimento rural, saúde pública, relações internacionais, antropologia e economia (UNILA, 2018, p. 6).

Perto do fim de 2023, a Editora da Universidade Federal da Integração Latino-Americana – EDUNILA publicou, em conjunto com a Pró-Reitoria de Graduação da universidade, um edital conjunto com chamada para publicação de obras comemorativas aos dez anos dos cursos de graduação da UNILA. O curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade, como um dos cursos pioneiros da universidade e, assim, elegível para submeter proposta no âmbito do edital, logo manifestou interesse através de deliberação da Coordenação e Colegiado de curso. Constituída a comissão para tocar os trabalhos, foram publicados editais que normatizaram a seleção de sete TCCs para publicação no presente volume.

Apesar do número razoavelmente restrito de trabalhos aqui apresentados, quando se considera o número de TCCs já defendidos no âmbito do curso, é possível encontrar nesse recorte de trabalhos um panorama bastante satisfatório da pluralidade e da diversidade de temas, abordagens, grupos biológicos e contextos geográficos estudados pelos discentes graduados. Com relação aos grupos biológicos estudados, percebe-se um amplo leque de pesquisas, considerando encontrarmos aqui estudos com foco em organismos que classificamos na botânica, zoologia e virologia. Aparecem também trabalhos que alguém dado às classificações poderia tentar situar entre básico e aplicado, teórico e empírico, e mesmo aqueles que envolveram tanto a coleta direta de informações em campo, quanto aqueles que se utilizaram de dados secundários em distintos contextos biogeográficos/geográficos/do território.

Assim, a sequência dos capítulos segue uma tentativa de organização baseada na natureza do TCCs, se trabalho teórico ou empírico – *i.e.*, envolvendo o estudo de dados primários ou secundários – e, no caso dos trabalhos empíricos, a sequência tenta respeitar de alguma forma a escala biogeográfica/geográfica/do território avaliada nas pesquisas, partindo de contextos mais gerais até aqueles mais restritos.

No primeiro capítulo, Maria Noel Clerici Hirschfeld e Luiz R. R. Faria nos apresentam, no trabalho intitulado “Sobre aspectos evolutivos y ecológicos de las estructuras morfológicas: un nuevo alcance para el concepto de simorfosis”, uma discussão teórica sobre a definição conceitual das estruturas morfológicas. Em um trabalho teórico, que dialoga com a filosofia e epistemologia da biologia, os autores defendem que as estruturas morfológicas são multiquasifractais, com escalas diretamente dependentes do nível de resolução em que as funções a elas relacionadas são executadas. Consideram as estruturas morfológicas também em termos de auto-organização e defendem a centralidade do conceito de simorfose no entendimento de tais estruturas.

Abre-se então uma sequência de capítulos composta por trabalhos empíricos, em que, a partir de dados primários ou secundários, os(as) autores(as) tentam responder questões as mais variadas, em diferentes contextos biogeográficos/geográficos/do território. Nesse conjunto associado a cada um dos trabalhos, encontramos tanto um trabalho lidando com a própria Região Neotropical, um território que, no contexto da biogeografia, é bastante congruente com a América Latina e o Caribe, razão de ser da UNILA, quanto dois capítulos com foco no oeste do estado do Paraná, onde se encontra a sede da UNILA, um recorte do território onde se espera que a universidade (também) tenha forte atuação em pesquisa. Mas há aqueles com interesses em uma escala biogeográfica/geográfica/de território intermediária, correspondendo a um país da América Latina (a Colômbia), um estado da federação aqui do Brasil (o Paraná) ou mesmo um que não se prende a nenhuma divisão política, no momento em que estuda toda a Cordilheira dos Andes.

Assim, o segundo capítulo, “Priorização de áreas para conservação baseada no status de ameaça das espécies de felinos (Carnívora: Felidae) na região Neotropical”, de autoria de Ágatha Kohmoto Verzotto e Peter Löwenberg Neto, traz uma contribuição para o campo da biogeografia da conservação, tendo como foco a região Neotropical em sua totalidade. Utilizando-se da distribuição de 12 espécies, os autores propuseram 311 áreas prioritárias para a conservação de felinos, abrangendo nove países em várias regiões/domínios biogeográficos. Discutiram ainda se tais áreas cobririam de forma satisfatória a área de distribuição das espécies, o que torna o trabalho ainda mais relevante.

Na sequência, Licet Fernanda Calambás Trochez, Peter Löwenberg Neto e Michel Varajão Garey contribuem com o capítulo “Efecto conjunto de los factores ambientales y espaciales en la determinación de la riqueza de espécies de anuros en la Cordillera de los Andes”, onde avaliam se há um gradiente latitudinal e/ou um gradiente altitudinal na variação da riqueza de anuros. Tra-

tam ainda da influência que fatores ambientais e espaciais relacionados ao clima, produtividade e heterogeneidade têm sobre os padrões de riqueza. Destaca-se aqui também o contexto geográfico da monografia, a Cordilheira dos Andes, elemento central para entendimento dos padrões de biodiversidade na América do Sul.

No capítulo quatro, Paola Andrea Diaz Lopez e Peter Löwenberg Neto apresentam uma “Proposta de rotas de conectividade estrutural entre as áreas protegidas terrestres da Colômbia para a conservação da biodiversidade”. Trata-se, novamente, de um trabalho na interface da biologia, que lida de maneira direta com uso e ocupação de terra e planejamento e gestão do território. O trabalho apresenta propostas de rotas de conectividade estrutural entre as áreas protegidas integrantes do Sistema Nacional de Áreas Protegidas da Colômbia, fornecendo importante informação de base para ações de manejo e planejamento territorial no país, principalmente por subsidiar a criação e manutenção de corredores ecológicos.

A seguir, no quinto capítulo, Keryny Dorcimil e Elaine Della Giustina Soares trazem uma “História das arboviroses urbanas transmitidas por *Aedes aegypti* (Linnaeus) no Paraná baseado nos registros encontrados nos boletins epidemiológicos da SESA Paraná”, em uma contribuição possível de ser situada na interface entre biologia, epidemiologia e entomologia médica, em que estudam a prevalência das arboviroses transmitidas por *Aedes aegypti* no estado. Da análise dos boletins epidemiológicos da Secretaria de Saúde do Paraná publicados entre 2007 e 2022, as autoras situam no tempo a chegada dos vírus da Zika e Chikungunya no estado, se representaram risco epidêmico, bem como caracterizam seis epidemias de dengue no período estudado, discutindo a prevalência e padrões de alternância dos quatro sorotipos em circulação. Trata-se, certamente, de um importante documento para a gestão em saúde pública.

Diego Fernando Cadena Mantilla e Luiz Henrique Garcia Pereira apresentam, no sexto capítulo, intitulado “Diversidad funcional de los peces de la cuenca del Paraná 3”, um trabalho de ecologia de comunidades de peixes em uma perspectiva funcional em uma porção do território específica, a Bacia do Paraná 3, que compreende um conjunto de bacias com direcionamento de drenagem de leste para oeste, tributárias do rio Paraná, que deságuam diretamente no Reservatório do Lago de Itaipu (Cunha, 2018). Os autores descrevem e caracterizam pela primeira vez a diversidade funcional dos peixes da região de estudo, apresentando oito grupos funcionais para as 39 espécies encontradas, em uma contribuição capaz de subsidiar futuros estudos taxonômicos, ecológicos e de conservação dos peixes da Bacia do Paraná.

Finalizando o livro, Mariana Gabriely da Silva Menezes e Laura Cristina Pires Lima trazem um trabalho de história da botânica, caracterizando as coletas realizadas por Evaldo Buttura no oeste do Paraná. Mais além dos números superlativos apresentados no trabalho, que demonstram todo o trabalho de Evaldo Buttura na região, as autoras comentam sobre a coleta de 41 espécies endêmicas do Brasil, algo particularmente notável. O trabalho das autoras – e do coletor – torna-se ainda mais relevante quando consideramos que Buttura fez várias de suas coletas na região de Guaíra, no antigo Parque Nacional das Sete Quedas, além de outras áreas que hoje se encontram submersas pelo Lago de Itaipu. Por fim, em “A contribuição de Evaldo Buttura para a flora do oeste do Paraná”, as autoras avaliam também a relevância de se trazer a público o trabalho desse importante botânico, ainda bastante desconhecido na literatura científica.

Ainda que uma tentativa de organização sequencial dos trabalhos tenha sido proposta, não nos parece ser o caso de aqui tentarmos encontrar classificações estanques – e definitivas – onde cada um dos trabalhos possa ser situado. Pelo contrário, deixa-nos particularmente satisfeitos perceber que muitas das contribuições acabam por escapar de certas disciplinas da biologia (e da própria

biologia). Cabe então a cada pessoa que fizer a leitura dos trabalhos – e que assim entender pertinente – exercitar a (difícil) tarefa de classificação.

E se o assunto é diversidade, alegra-nos também perceber que temos, entre os/as sete discentes autores/as das monografias, tanto pessoas que nasceram em Foz do Iguaçu e que encontraram na UNILA o ensino público, gratuito e de qualidade que buscavam, quanto pessoas que vieram para Foz do Iguaçu, oriundas de outros estados do Brasil e de três outros países da América Latina (Colômbia e Uruguai) e Caribe (Haiti). Temos, enfim, recortes da UNILA que tanto buscamos e, por que não, tanto nos motiva e emociona. Cada um à sua maneira, os trabalhos aqui reunidos trazem contribuições significativas para o conhecimento e estudo da biodiversidade na América Latina e Caribe, o que é cada vez mais necessário no contexto de urgência que o Antropoceno/Capitaloceno nos impõe. Temos aqui também o cumprimento de uma das expectativas do curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade, contribuir em temas relacionados à problemática atual de questões relacionadas ao conhecimento e uso dos biomas latino-americanos e caribenhos, suas diversidades, prioridades de conservação e estratégias de manejo.

Entendemos que a publicação do presente livro é bastante significativa em termos do fortalecimento e valorização do bacharelado em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade da UNILA, pelo efeito que tem, em uma primeira perspectiva, no corpo discente do curso. Mais do que a simples técnica, o como fazer pesquisa em uma abordagem mais estrita, a participação na pesquisa permite aos/às discentes o contato com questões relacionadas ao rigor, integridade acadêmica e condução responsável, ética e socialmente comprometida da própria pesquisa; a experiência em pesquisa permite aos/às discentes da graduação entender melhor a dinâmica do processo de publicação, o balanço entre trabalho individual e trabalho colaborativo bem como é parte importante em auxiliar na escolha de áreas de interesse dentro da formação

geral que um curso de graduação oferece (Adebisi, 2022). E se consideramos a publicação como o ápice simbólico da pesquisa, discentes com experiência em publicação podem se ver mais inspirados/as e motivados/as para prosseguir na atividade (e mesmo carreira) de pesquisador/a. Ainda que alguns dos/as discentes aqui já estejam seguindo a carreira acadêmica, até mesmo com doutoramentos concluídos, a publicação de um trabalho desenvolvido na graduação é, certamente, um marco importante para eles. Adicionalmente, se não bastasse o efeito positivo mais direto que uma publicação tem para os/as próprios/as autores/as, é possível também imaginar o impacto nos demais estudantes do curso: ler as monografias dos/as colegas, aqui adaptadas e publicadas em um livro, certamente é um grande fator de motivação. Afinal, é possível, sim, fazer pesquisa de qualidade desde a graduação. Nesse sentido, reconhecemos a importância do nosso papel em também ajudar a desconstruir os mitos de que ciência de qualidade só é feita por pessoas com títulos de pós-graduação, posições importantes e afins (sem contar o próprio debate extremamente importante sobre toda a ciência de qualidade que é feita por atores de fora da própria academia). Visto por uma ótica ligeiramente distinta, a dos/as docentes orientadores/as do curso – independente de assinarem ou não capítulos na presente obra – trata-se de uma obra que materializa muito do que se sonhava no início da atuação como docentes na UNILA: contribuir com a formação de biólogos/as não apenas em termos de ensino, mas também de formação para a pesquisa.

Por fim, entendemos que a publicação fortalece e valoriza o próprio curso, e a UNILA de forma geral, quando se considera a Coleção Semillas como um todo, em termos do além muros da universidade. É nossa responsabilidade prover subsídios para que as pessoas possam construir suas respostas para uma pergunta bastante direta: o que se faz em uma universidade (pública)? Uma matéria recente na Revista Fapesp (Schmidt, 2024) traz um título bastante sugestivo, “Universidades Federais enfrentam o desafio

de furar a bolha acadêmica”, que evidencia uma das nossas maiores fragilidades enquanto universidade: atuar de maneira eficiente para que a sociedade saiba o que se faz aqui dentro. Trazemos, então, na forma de uma coletânea de TCCs, uma contribuição nesse sentido. Ressaltamos a importância de que os capítulos estejam escritos em português ou espanhol, rompendo com a lógica dominante nas ciências biológicas de publicação de trabalhos científicos em inglês, o que certamente democratiza o acesso às pesquisas aqui apresentadas.

Entretanto, alguém poderia dizer que muitos dos temas tratados nos capítulos deste livro são bastante distantes da realidade da maioria das pessoas, tratando de assuntos que, à primeira vista, não parecem tomar parte de suas vidas. Difícil não concordar. Tal reflexão, entretanto, deve nos levar a agir: defender a importância da pesquisa é defender – e comunicar – a importância de toda pesquisa, não apenas da pesquisa com uma utilidade imediata. Silva (2019), ao resenhar o livro *A utilidade do inútil – um manifesto*, de Nuccio Ordine (Ordine, 2016), coloca pontos que aprofundam bastante tal debate:

Devemos, então, enfrentar a seguinte questão: Poderá o conhecimento científico ser produzido em um sistema com *ethos* utilitarista? Podem as ciências ser praticadas, comoditizadas e empregadas como uma etapa estratégica dessa logística corporativa? Se a resposta for sim, talvez isso não ocorra sem que o custo do processo seja a degradação do conhecimento científico e da cultura em geral (Silva, 2019, p. 428).

Poderíamos propor mais uma ou duas questões: o quanto devemos às pesquisas que, em um primeiro momento, pareciam apenas teóricas e pouco úteis? Como seria o mundo se toda a pesquisa científica fosse orientada pela utilidade imediata? Ocorre-nos aqui o processo tortuoso e surpreendente da descoberta da penicilina por Alexander Flemming, em 1928 (ver, por exemplo, Maga-

lhães, 2022), capaz de servir como um bom exemplo concreto para que reflitamos sobre tais questões. A presente obra, ao trazer contribuições que poderiam ser entendidas em um gradiente que abrange desde um trabalho essencialmente teórico, até aqueles em que reconheceríamos uma possibilidade mais imediata de aplicação, fomenta o debate ao apresentar uma dimensão interessante da pluralidade de pesquisas nas ciências biológicas. Assim, mais do que simplesmente apresentar informações, esperamos que os trabalhos aqui publicados tragam aos(às) leitores(as) a possibilidade de reflexão sobre a natureza e o contexto social da pesquisa em ciências biológicas.

Por fim, e indo mais além, temos neste livro, que traz uma seleção de monografias do curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade, a materialização de algo que certamente extravasa um simples ato de publicação, as expectativas de um PPC ou a avaliação da obra frente a um perfil de egresso/a: encontramos no texto a memória de tantos estudos, trocas e debates sobre a nossa biodiversidade, feitos por nós mesmos/as, em uma Universidade de Integração Latino-Americana e do Caribe.

REFERÊNCIAS

ADEBISI, Y. A. Undergraduate students' involvement in research: values, benefits, barriers and recommendations. **Ann Med Surg**, Londres, v. 81, 104384, 17 aug. 2022. DOI: 10.1016/j.amsu.2022.104384. Acesso em: 27 nov. 2025

BAIL, J. *et al.* Structural and functional changes in the fungal community of plant detritus in an invaded Atlantic Forest. **BMC Microbiol**, Londres, v. 22, jan. 2022. DOI: 10.1186/s12866-021-02431-8. Acesso em 27 nov. 2025

CUNHA, J. E. Caracterização físico espacial da bacia hidrográfica do Paraná 3. *In*: ROCHA, A. S.; BADE, M. R. (org.). **Geografia da bacia hidrográfica do Paraná 3**: fragilidades e potencialidades socioambientais. Jundiaí, São Paulo: In House, 2018. p. 21-38.

DE SIERRA, G. América Latina, una y diversa. *In*: CAIRO, H.; DE SIERRA, G. (comp.). **América Latina**: una y diversa: teorías y métodos para su analisis. San José, Costa Rica: Alma Mater, 2008. p. 15-26.

DÍAZ, S.; MALHI, Y. Biodiversity: concepts, patterns, trends, and perspectives. **Annu Rev Environ Resour**, San Mateo, v. 47, p.31-63, out. 2022. DOI: 10.1146/annurev-environ-120120-054300. Acesso em: 27 nov. 2025.

DIP, A. B. **¿Una única biología de la conservación? Comparación de la literatura publicada em periódicos internacionais y em periódicos latinoamericanos.** 2015. 71 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2015. Disponível em: <https://dspace.unila.edu.br/server/api/core/bitstreams/379d1ef2-760d-415e-86de-59e7df15cd5d/content>. Acesso em: 27 nov. 2025

FIANCO, M.; SZINWELSKI, N.; FARIA, L. R. R. Katydidids (Orthoptera: Tettigoniidae) from the Iguaçu National Park, Brazil. **Zootaxa**, Auckland, v. 5136, n. 1, p. 1-72, Mai. 2022. DOI: 10.11646/zootaxa.5136.1.1. Acesso em: 27 nov. 2025.

HENTZ JÚNIOR, E. J. *et al.* Floristic inventory of the Iguaçu and Iguazú National Parks (Brazil and Argentina): **Bigoniaceae**. **Phytotaxa**, Auckland, v. 570, n. 2, p. 165-192, Out. 2022. DOI: 10.11646/phytotaxa.570.2.4. Acesso em: 27 nov. 2025.

MAGALHÃES, A. L. Serendipidade na investigação científica. **Revista Ciência Elementar**, Porto, v. 10, art. 57, 2022. DOI: 10.24927/rce2022.057. Acesso em: 27 nov. 2025

MITTERMEIER, R. A. **Megadiversity**: earth's biologically wealthiest nations. México, D.F.: CEMEX, 1997. 501 p.

ODERICH, C. L.; BALDI, M. Transformando o território: a importância da universidade de integração latino-americana para a cultura na tríplice fronteira Brasil–Paraguai–Argentina. **Revista Brasileira de Educação**, Rio de Janeiro, v. 25, e250059, 2020. DOI: 10.1590/S1413-24782020250059. Acesso em: 27 nov. 2025.

ORDINE, N. **A utilidade do inútil**: um manifesto. Tradução de Luiz Carlos Bombassaro. Rio de Janeiro: Zahar, 2016. 223 p.

PRASNIEWSKI, V. M. *et al.* Parks under attack: Brazil's Iguazu National Park illustrates a global threat to biodiversity. **Ambio**, Estocolmo, v. 49, n. 12, p. 2061-2067, dez. 2020. DOI: 10.1007/s13280-020-01353-5.

SCHMIDT, S. Universidades federais enfrentam o desafio de furar a bolha acadêmica. **Pesquisa FAPESP**, São Paulo, n. 345, nov. 2024. Disponível em: <https://revistapesquisa.fapesp.br/universidades-federais-enfrentam-o-desafio-de-furar-a-bolha-academica/>. Acesso em: 30 jun. 2025.

SILVA, V. C. Contra o utilitarismo na educação e na ciência. **Educação e Filosofia**, Uberlândia, v. 33, p. 427-430, jan./abr 2019. DOI: 10.14393/revedfil.v33n67a2019-47305. Acesso em: 27 nov. 2025

TOLEDO, V. M.; BARRERA-BASSOLS, N. **La memoria biocultural**: la importancia ecológica de las sabidurías tradicionales. Barcelona: Icaria Editorial, 2008. 232 p.

UNIVERSIDADE FEDERAL DA INTEGRAÇÃO LATINO-AMERICANA – UNILA. **Projeto pedagógico do curso de graduação** – Bacharelado em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade. Foz do Iguaçu: UNILA, 2018. Disponível em: <https://portal.unila.edu.br/graduacao/ciencias-biologicas/arquivos/ppc-ciencias-biologicas-ate-2022-2.pdf>. Acesso em: 19 jul. 2024.

SOBRE ASPECTOS EVOLUTIVOS Y ECOLÓGICOS DE LAS ESTRUCTURAS MORFOLÓGICAS: UN NUEVO ALCANCE PARA EL CONCEPTO DE SIMORFOSIS*

María Noel C. Hirschfeld e

Luiz R. R. Faria

El presente trabajo es una síntesis de la propuesta del primer capítulo del TCC de Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad, de los autores (Hirschfeld, 2016). En él buscamos avanzar en la discusión teórica sobre uno de los conceptos clave de la ciencia biológica, que es la definición de las estructuras morfológicas, desde un punto de vista primero evolutivo a través de un trabajo de integración epistémica/disciplinar y posteriormente ecológico, a través de la propuesta de un modelo de distribución ecomorfológico. A modo de organización, este ensayo está dividido en dos partes, en la primera abordaremos brevemente algunos aspectos teóricos que son el marco para nuestra propuesta de definición y en la segunda presentamos nuestra propuesta.

Sobre la naturaleza de las estructuras morfológicas

Seres vivos somos al igual que todo lo que está en el Universo: materia y energía organizada de una forma especí

* Este capítulo está basado en el TCC “Sobre aspectos evolutivos y ecológicos de las estructuras morfológicas: un nuevo alcance para el concepto de simorfosis y propuesta de modelo conceptual de distribución espacial de la variación morfológica”, presentado por María Noel Clerici Hirschfeld, en 2016, bajo la orientación de Luiz R. R. Faria.

fica, de una forma que nos define como tales. La vida puede ser entendida como una propiedad emergente de la propia organización de la materia y de los procesos energéticos intrínsecos a ella. Lo que distingue a la misma frente a todos los demás sistemas, son los procesos de disipación-conducción de estos dos componentes, que ocurren entre los seres vivos, y entre ellos y el medio en el que se encuentran (Perunov; Marsland; England *et al.*, 2016). La organización estructural es clave para entender las características de los sistemas biológicos; así, el crecimiento y el desarrollo tienden a evolucionar a estructuras que otorguen la mejor vía disipativa (Schneider; Kay, 1994). Dependiendo de la organización de la materia en el espacio, los procesos energéticos van a ser más o menos estables y eficientes, imponiendo restricciones sobre el sistema y las funciones que este desempeña. Los límites impuestos por estas restricciones físicas conllevan a la necesidad de balances costo-beneficio (*trade-off*), entre las diversas funciones o estructuras que asumen una distribución en el espacio (Irschick; Henningsen, 2009). Así, si bien los sistemas biológicos no pueden alterar las propiedades fisicoquímicas de la materia y la energía, las estructuras biológicas pueden seguir un amplio espectro de opciones, más o menos robustas y constantes, más o menos flexibles o adaptativas dentro de las restricciones existentes (Dechnik, 2014).

Un ser vivo es un sistema de orden doble: estructural y funcional, estático y dinámico, que ocupa un lugar en el espacio y en el tiempo (Valverde *et al.*, 2015). Las estructuras que lo caracterizan son definidas por la naturaleza y el tipo de organización de la materia en el espacio, y su delimitación depende del criterio que se utilice para describirlas. Las mismas pueden variar con el tiempo y adoptar diferentes conformaciones, las cuales prevalecen dependiendo de cómo se den los procesos energéticos que la restringen y constituyen, y de cómo todo esto es modulado, a su vez, por los procesos evolutivos y su interacción con el ambiente. Si bien las estructuras constituyen a un ser vivo, las mismas no serían *per se*

si no desempeñaran alguna(s) función(es). Las capacidades funcionales de todo el organismo representan el resultado final de los atributos morfológicos, fisiológicos y de comportamiento de los organismos, por lo que su estudio requiere un enfoque integrador (Irschick; Henningsen, 2009).

Morfología, función y simorfosis

La morfología restringe el intervalo de desempeño de las diferentes funciones que el organismo debe llevar a cabo para poder sobrevivir. Las estructuras tienden a ser multifuncionales, *i.e.*, ejecutan diferentes funciones no necesariamente correlacionadas. Función, en un sentido estricto, puede definirse como la actividad o al conjunto de actividades que pueden desempeñar uno o varios elementos a la vez, de manera complementaria en orden a la consecución de un objetivo¹ (Irschick; Henningsen, 2009). De este modo, se podría entender el proceso adaptativo como la ruta de optimización del uso de la energía sujeta a las restricciones impuestas por el medio, sean éstas dadas por el modo de vida, una restricción del espacio u otra condición (Bozinovic; Canals, 2007).

¹ En un contexto evolutivo, este concepto ha sido protagonista de un intenso debate. En líneas generales se distinguen dos grandes corrientes de entendimiento de la función. Por un lado, hay quienes defienden que la morfología existe y persiste porque realiza una función, y que la función es a su vez una consecuencia de la morfología existir, colocando a la selección natural como única fuente estructurante y como única promotora de novedades evolutivas; y por el otro lado, tenemos el abordaje de análisis funcional de Cummins (1975), quien entiende la función en un contexto sistémico. Más allá de las críticas que cada abordaje puede tener ambos son utilizados en la actualidad. Esto constituye argumento suficiente para resaltar la necesidad de aceptar un pluralismo en relación a las teorías acerca del análisis funcional y la propia entidad funcional en sí. Principalmente por el hecho de que la función no deja de ser el efecto o el fenómeno que comprendemos en virtud de sus consecuencias en cada caso de explicación, por lo que el contexto en el que se desarrollan las explicaciones cumple un rol primordial y puede variar. Como coloca Ponce (2007), “la relación entre los fines y las entidades funcionales debe basarse en las necesidades de conocimiento y de inteligibilidad”, de forma que “fin” y “entidad funcional” juegan un papel en virtud de su posición dentro de un argumento explicativo.

Por lo tanto es de esperarse que la selección favorezca aquellos atributos morfológicos que optimicen el funcionamiento como un todo, en relación al balance costo-beneficio que esto requiere. En ese sentido, Taylor y Weibel (1981) propusieron el principio de simorfosis.

Este principio señala que si el vínculo estructura-función es acoplado a la estricta economía de energía y materia, entonces: i) esperaríamos un diseño estructural optimizado, y ii) si el diseño es óptimo en el sentido de no ocupar más estructura que la necesaria para satisfacer su función (economía de materiales), entonces la estructura es el factor clave en determinar las capacidades funcionales máximas de las estructuras (Bozinovic; Canals, 2007; Jones, 1998). Así, la simorfosis se considera un estado de diseño estructural adecuado a las demandas funcionales, resultante de morfogénesis regulada (Taylor; Weibel, 1981), entendiendo diseño como el resultado final del evento de morfogénesis.

La postulación de la existencia de óptimos como la mejor de todas las posibilidades y la optimización como un proceso que se mueve hacia un estado de “perfección” – outrora platónico – ha sido una idea profundamente criticada por los biólogos evolutivos (Jones, 1998; Levins, 1962). Sin embargo, como apuntan Bozinovic y Canals (2007), la simorfosis no es sinónimo de optimización, sino que la incluye en parte, dado que incorpora dos aspectos que no necesariamente tienen que estar relacionados: a) la propia optimización, que hace referencia a procesos de maximización de beneficios o la minimización de los costos, *i.e.*, a mecanismos *trade-off* que gobiernan las relaciones morfofisiológicas, y b) economía de materiales, la cual es gobernada por las propiedades físico-químicas de la materia, el sentido de las transformaciones energéticas, y limitada por las características genéticas, históricas y ambientales. Por lo tanto, la simorfosis en este contexto significa entender la configuración como un todo en términos de eficiencia energética. La eficiencia energética como vimos pasa por dos aspectos: el diseño de la morfología *per se*, la cual se espera

que tienda a una economía de materiales, y, las relaciones de *trade-off* entre las distintas entidades funcionales que sean definidas, esperando que estas sean óptimas, en el sentido de minimizar costos. Por lo tanto, la optimalidad en este caso va a necesariamente depender de la escala de análisis, de lo que definamos como estructura, y por ende como función.

Diversos autores han corroborado experimentalmente la simorfosis en el diseño de algunos caracteres morfológicos, tanto en mamíferos (Weibel; Taylor; Hoppeler *et al.*, 1991) como en invertebrados (Snelling *et al.*, 2012). Sin embargo, este principio también ha sido criticado, cuestionando diversos autores tanto la validez y trascendencia (Garland; Huey, 1987; Jones, 1998). Aquí adoptamos la simorfosis como concepto estrictamente teórico, considerándolo por su valor heurístico y su potencial explicativo, que posibilita el avance en el entendimiento de las relaciones entre forma y función.

Morfología y autoorganización

Como mencionamos anteriormente, los seres vivos son sistemas que poseen características duales, entre ellas, el hecho de que son estables y dinámicos. Los mismos si bien permanecen en estados estables de energía, también pueden experimentar mudanzas espontáneas, que los llevan a adoptar estados diferentes (Keinrad, 2004). De esta forma, los mismos experimentan transiciones de fase, que son fenómenos comunes en donde los sistemas pasan por un cambio abrupto en sus propiedades cualitativas una vez que algún parámetro relevante atraviesa un valor crítico (Camazine *et al.*, 2003). Esta zona a su vez es conocida como zona crítica, ya que está en el borde de estados con características esencialmente diferentes (Camazine *et al.*, 2003). Una vez el sistema atraviesa este cambio, se dice que el mismo se autoorganiza (Kauffman, 1993). La autoorganización se llama así porque no se supone necesario variar externamente un parámetro de control para llegar al estado

crítico. El mismo se alcanza espontáneamente mediante interacciones internas al sistema, que a su vez conllevan a la modificación de uno o algunos parámetros internos asociados al grado de orden del sistema (Isaeva, 2012). Estas variaciones no ocurren en todas direcciones, sólo en aquéllas que las dinámicas local y global permitan (Keinrad, 2004), dado que son éstas las que finalmente regulan y controlan los sistemas.

Como hemos visto, patrones físicos y topológicos son esenciales para los sistemas biológicos ya que restringen y dirigen una serie de procesos, entre ellos la propia morfogénesis biológica. En este escenario, diversos autores colocan que ésta última implica en un proceso de autoorganización (Camazine *et al.*, 2003; Isaeva, 2012; Kauffman, 1993; Keinrad, 2004), es decir, ella pasa por un surgimiento espontáneo de orden espacio-temporal, durante el cual el patrón global del sistema es formado por la interacción local de sus elementos (Isaeva, 2012), lo cual es esperado de suceder, ya que como comenzamos hablando en el comienzo de este ensayo, la estructura, la morfología, las entidades que definamos, son materia, y responden a procesos físico-químicos al igual que todo lo que encontramos en el universo, donde ha sido extensamente estudiada la autoorganización de los procesos espacio-temporales (Lehn, 2002; Perunov; Marsland; England *et al.*, 2016). La autoorganización en los sistemas biológicos sin embargo, sigue y es caracterizada por otras tantas reglas. Muchos autores (*e.g.* Camazine *et al.*, 2003) convergen en decir que la misma se dirige y se fija por la selección natural, donde son seleccionados los sistemas más sostenibles, flexibles y modulares capaces de autoorganización (Isaeva, 2012).

Morfología y fractales

El término fractal fue introducido por Mandelbrot (1975) para caracterizar fenómenos espaciales o temporales que son continuos e independientes de escala (Kenkel; Walker, 1996),

diferenciándose antagónicamente de construcciones euclidianas, por sus propiedades de autosimilitud (en donde el todo es exacta o aproximadamente similar a una parte de sí mismo), irregularidad o rugosidad y complejidad (Mandelbrot, 1982). Estas propiedades conllevan a una forma de organización en el espacio que parece inevitable y natural en una amplia variedad de procesos, particularmente en los seres vivos (Kirilyuk, 2005). Ejemplos de organización fractal son encontrados en los sistemas circulatorios de mamíferos (Dokoumetzidis; Macheras, 2003), en el sistema respiratorio (Kirilyuk, 2005), sistemas vasculares de plantas (Reich *et al.*, 2006) y en otra gran variedad de sistemas y procesos en los seres vivos (West; Brown; Enquist, 1999).

Por otro lado, muchos fractales naturales son generados por un número grande de procesos que operan a diferentes escalas. Tales conjuntos son llamados de multifractales (Kenkel; Walker, 1996; Ricotta, 2000). Estos presentan propiedades particulares que pueden presentar comportamientos diversos en cada unidad del espacio y del tiempo. Sin embargo, este carácter fractal en los sistemas biológicos presenta algunas particularidades (Halley *et al.*, 2004) cuando se los compara con fractales matemáticos, ya que concebir a los primeros como infinitos e invariantes en su forma, independientemente de la escala, es un error. Sabemos que los sistemas biológicos son finitos, esto es, exhiben límites que definen su ontología, los cuales son impuestos por las características específicas del sistema (Ricotta, 2000). De esta forma, podemos decir que estructuras y procesos fractales de sistemas biológicos están restringidos por un corte superior y un corte inferior, lo que significa que, si bien es posible observar mecanismos autosimilares independientes de la escala, los mismos se dan a través de relativamente pocas escalas (Berntson; Stoll, 1997). Esto ha sido llamado últimamente por algunos autores como “*cuasi-fractalidad*” (Halley *et al.*, 2004; Kenkel; Walker, 1996). Por lo tanto, la autosemejanza generalmente está asociada a restricciones en la organización de sistemas complejos, restricciones que son a su vez

consecuencia de principios físicos y biológicos y de la acción antagonista de dinámicas locales y globales (Brown *et al.*, 2002). Como mencionamos, los fractales, específicamente las estructuras fractales, son la mejor forma de la organización de la materia disipar energía (West; Brown; Enquist, 1997).

Hacia un concepto integrador

Entendiendo a las estructuras morfológicas como sistemas jerárquicos, los cuales pueden ser abordados desde diferentes escalas de estudio dependiendo de las relaciones existentes entre los propios elementos que hacen a la estructura como un todo, y las funciones asociadas a ellas, proponemos que la estructura morfológica es definida dadas las siguientes cinco características: a) es multiquasifracal, es decir, los sistemas definidos presentan estructuras discernibles en cualquier escala espacial y sus fluctuaciones tienden a seguir reglas de distribución de abundancia de ley de potencia, las cuales están limitadas dentro de lo que ontológicamente representa un sistema vivo, siendo que este tipo de relaciones son prevalecientes en biología (Brown *et al.*, 2002); b) simorfosis, la selección natural favorece estructuras que son reguladas de forma a ser eficientes en materiales (menos costosas morfogenéticamente) y que optimicen el funcionamiento como un todo de la misma; c) autoorganización: este tipo de sistemas evolucionan solos hacia un estado crítico donde una perturbación pequeña puede causar efectos de cualquier tamaño, llevando a que las características iniciales del sistema se modifiquen y autoorganicen hacia un nuevo estado; d) están sujetas a Selección Natural y otros mecanismos evolutivos; e) la escala que la define es arbitraria en un contexto morfológico, dado que la misma depende del nivel de resolución en que se desempeñan las funciones, *i.e.*, la escala es definida en el momento que le es asociado un componente funcional a la estructura.

La resolución en este contexto puede ser entendida como una característica emergente del grado de detalle con que se define el sistema. Explicar completamente un sistema a través de un nivel de resolución homogéneo puede llevar a omisión de información relevante para el entendimiento de las dinámicas que conforman al mismo (Lagos, 2006). Es por esto que surge la necesidad de concebir el estudio de los sistemas biológicos a partir de diferentes niveles de resolución que representen los distintos modos de percepción y concepción de lo real, y definan la escala que permite hacer visible el fenómeno y posibilite su medición, análisis y explicación. Considerando una escala de resolución, a medida que aumenta el nivel de resolución se tendrá un sistema con mayor número de elementos dada la definición de un mayor número de detalles; por otro lado, si se disminuye el nivel de resolución, se pierde significación individual, siendo evidentes los elementos o fenómenos más generales. La escala está en relación directa con el nivel de resolución: un nivel de alta resolución requiere una escala pequeña para su representación; si el nivel de resolución disminuye, es decir, si se representa un concepto más general, se requiere una escala mayor. En este sentido podemos entender la estructura como un sistema que puede ser definido de diferentes maneras, dependiendo del nivel de resolución en que las funciones se desempeñan.

Como vimos anteriormente, la función depende, entre otras cosas, de la morfología, ya que es delimitada por aspectos vinculados al diseño de la estructura para poder causar algún tipo de efecto que desencadena en los procesos que la caracteriza. Esto significa que: a) el grado de resolución de las estructuras es percibido y tiene una importancia – en el sentido de causar algún efecto diferencial para cada función definida; b) no todas las funciones actúan en el mismo nivel de resolución y de la misma manera (más allá de que todas ocurran estrictamente en la misma estructura); c) variaciones morfológicas en los distintos niveles de resolución de las estructuras, tengan impactos diferentes en el desempeño

de las funciones (a este punto volveremos más adelante), y d) la variación en un nivel puede cargar variación en otros niveles en escalas tanto mayores como menores.

En cuanto a la multiquasifractalidad de las estructuras, la misma es definida dado que las unidades que definimos como sistemas pueden ser vistas como un conjunto de estructuras con características particulares que presentan una organización en el espacio y/o en el tiempo que sigue propiedades fractales. Esto no significa necesariamente que el diseño de cada una de ellas (en el sentido de la organización de la materia) sea estrictamente *cuasi* fractal (recordando que *cuasi* porqué sistemas biológicos presentan límites ontológicos), sino que la misma se caracteriza por procesos que operan a diferentes escalas y que tienden a seguir propiedades de leyes de potencia. Como colocamos, distintas funciones pueden ser desempeñadas por una misma estructura (siempre dependiendo de cómo se la defina). Cuanto mayor sea la escala de definición de la misma, mayor probabilidad de desempeñar un número mayor de funciones. Esto lleva a la necesidad – en un sentido meramente figurativo – de un diseño estructural eficiente en términos energéticos. Es por esa razón que la simorfosis es crucial de ser entendida, ya que diferentes funciones interactúan en una misma estructura, en diferentes niveles de resolución, siendo que unas acaban influenciando directa o indirectamente, positiva o negativamente, en las otras.

La idea de la autoorganización pasa justamente por este último punto. Los sistemas, si bien mantienen regularidades globales, están sujetos a continuas oscilaciones en sus propiedades (Keinrad, 2004). Estas fluctuaciones o eventos locales no repercuten aisladamente, sino que también en las regiones vecinas y en elementos y regiones distantes dentro del sistema. De esta forma, lo que sucede en una parte del sistema, y en cierta escala, lo afecta globalmente. Es por esta razón que una vez que se da un cambio en las propiedades o características de cualquiera de los componentes, sea en este caso en la morfología o en las propias funciones,

el sistema va a autoorganizarse. Esta transición de estado puede ocurrir cuando algún parámetro importante atraviese un valor crítico. Por ejemplo, podemos considerar la temperatura como un parámetro importante en la manutención del orden y organización de los sistemas biológicos; la magnitud de variación de la misma puede ser percibida por los individuos de diferentes maneras, dependiendo de la propia escala. Para que un sistema funcione “normalmente” (*i.e.*, dentro de lo que caracteriza al sistema como estable), la temperatura debe mantenerse dentro de determinados valores, los cuales podemos verlos en este caso como valores críticos. Si la misma atraviesa uno de esos valores críticos, esperaríamos entonces una mudanza en el sistema como un todo, el cual a partir de la autoorganización encuentre un nuevo estado estable, de ser esto posible.

Comprender la estructura morfológica como sistema auto-organizado tiene asimismo otra consecuencia. La variación en una unidad puede cargar variación en otras unidades, dado que estamos siempre hablando de un mismo sistema que se sostiene en función de las relaciones e interacciones entre sus componentes. Los diferentes tipos de interacciones entre las funciones van a acarrear entonces una serie de diversas respuestas por parte del sistema, estando siempre las mismas propensas a cualquier cambio en la morfología que las restringe. Recordemos siempre que las estructuras tienden a estar en simorfosis, es decir, en un estado que sea eficiente, y requiere menos costos. En ese sentido, podemos distinguir diferentes situaciones en razón del grado de correlación entre las funciones. Por un lado, cuanto mayor el grado de correlación, más se acercan los óptimos locales al óptimo global, no existiendo restricciones entre las mismas. Esto lleva a que estos sistemas sean más estables, dada la mayor dificultad de desordenar, alterar los mismos. Por otro lado, cuanto menos correlación exista entre las funciones, mayor probabilidad de que el sistema se torne más inestable, requiriendo de un *trade-off* máximo. Esto también se ve afectado por el nivel de resolución en que se desem-

peñen dichas funciones. Cuanto menor el nivel de resolución, son necesarias variaciones mayores para perturbar al sistema, en cambio en altos niveles de resolución perturbaciones pequeñas ya pueden ocasionar grandes cambios. A su vez, todo esto depende también del número de funciones que desempeña la estructura, cuantas más funciones, más interacciones existen. Sin embargo, esto no implica necesariamente en una mayor o menor estabilidad. La estabilidad del sistema va a depender, como dijimos, del grado de correlación entre las funciones y del nivel de resolución en que las mismas se desempeñan.

Es interesante destacar en este escenario, el caso de las estructuras especializadas. El proceso de especialización parece ser el resultado frecuente entre ventajas y desventajas en forma de compensaciones para el poseedor (Ferry-Graham; Bolnick; Wainwright *et al.*, 2002) donde son seleccionados caracteres más refinados, para funciones más específicas. De esta manera, estas especies tenderían a presentar un sistema que, si bien es estable, es caracterizado, e en razón de la historia evolutiva de los mismos, por la convergencia de un mayor número de funciones, agregando componentes al sistema, y por lo tanto haciéndolo más propenso a pequeñas variaciones, y por lo tanto menos flexible a ellas. Finalmente, las estructuras morfológicas – así como todo y cualquier sistema biológico – están sujetas a mudanzas evolutivas que pueden darse también en las distintas escalas y niveles (Levin, 2003), promoviendo de esta manera mudanzas en las relaciones entre materia y energía que caracterizan cada individuo.

En conclusión, las estructuras morfológicas, como mencionamos en distintas ocasiones, son sistemas de orden doble; su organización, orden y estabilidad pasa por la autoorganización de sus elementos de forma simorfótica, *i.e.*, de forma eficiente energéticamente, dentro de los límites impuestos por las interacciones dentro de ellas, por los mecanismos de regulación genética, y por

el ambiente. Entender las estructuras como sistemas jerárquicos, heterogéneos y dinámicos espacio-temporalmente, constituye un desafío a seguir estudiando.

REFERENCIAS

BERNTSON, G. M.; STOLL, P. Correcting for finite spatial scales of self-similarity when calculating fractal dimensions of real-world structures. **Proceedings of the Royal Society B**, London, v. 264, n. 1387, p. 1531-1537, out. 1997.

BOZINOVIC, F.; CANALS, M. Fisiología ecológica de mamíferos: compromisos y restricciones en el uso de la energía. In: MUÑOZ-PEDREROS, A.; YAÑEZ, J. L. (ed.). **Mamíferos de Chile**. Valdivia: CEA Ediciones, 2007. p. 267-287.

BROWN, J. H. *et al.* The fractal nature of nature: power laws, ecological complexity and biodiversity. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, London, v. 357, n. 1421, p. 619-626, mai. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1098/rstb.2001.0993>. Acesso em: 27 nov. 2025.

CAMAZINE, S. *et al.* **Self-organization in biological systems**. Princeton: Princeton University Press, 2003. 562 p.

CAPONI, G. Función, adaptación y diseño en Biología. **Signos Filosóficos**, Ciudad de México, v. 12, n. 24, p. 71-101, jul./dez. 2010. Disponível em: https://www.scielo.org.mx/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1665-13242010000200004. Acesso em: 27 nov. 2025.

CUMMINS, R. Neo-teleology. In: ROSENBERG, A.; ARP, R. (ed.). **Philosophy of biology: an anthology**. Hoboken: Wiley, 2002. p. 164-174.

DECHNIK, Y. A. V. **De las condiciones que generan complejidad ecológica**. 2014. 67 p. Tesis (Programa de Posgrado en ciencias biológicas) – Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 2014.

DOKOUMETZIDIS, A.; MACHERAS, P. A model for transport and dispersion in the circulatory system based on the vascular fractal tree. **Ann biomed eng**, Amsterdam, v. 31, n. 3, p. 284-293, mar. 2003. DOI: <https://doi.org/10.1114/1.1555627>. Acesso em: 27 nov. 2025.

FERRY-GRAHAM, L. A.; BOLNICK, D. I.; WAINWRIGHT, P. C. Using functional morphology to examine the ecology and evolution of specialization. **Integrative and Comparative Biology**, Herndon, v. 42, n. 2, p. 265-277, abr. 2002. DOI: <https://doi.org/10.1093/icb/42.2.265>. Acesso em: 27 nov. 2025.

GARLAND, T.; HUEY, R. B. Testing symmorphosis: does structure match functional requirements? **Evolution**, St. Louis, v. 41, n. 6, p. 1404-1409, nov. 1987. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1558-5646.1987.tb02478.x>. Acesso em: 27 nov. 2025.

HALLEY, J. M. *et al.* Uses and abuses of fractal methodology in ecology. **Ecology Letters**, Montpellier, v. 7, n. 3, p. 254-271, feb. 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00568.x>. Acesso em: 27 nov. 2025.

HIRSCHFELD, M. N. C. **Sobre aspectos evolutivos y ecológicos de las estructuras morfológicas**: un nuevo alcance para el concepto de simorfosis y propuesta de modelo conceptual de distribución espacial de la variación morfológica. 2016. 43 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade) – Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2016. Disponível em: <https://dspace.unila.edu.br/server/api/core/bitstreams/82b9dc41-c6af-42c4-83f2-4c62fc2c114d/content>. Acesso em: 27 nov. 2025.

IRSCHICK, D. J.; HENNINGSEN, J. P. Functional morphology: muscles, elastic mechanisms, and animal performance. *In*: LEVIN, S. A. *et al.* (ed.). **The Princeton guide to ecology**. Princeton: Princeton University Press, 2009. p. 27-37.

ISAEVA, V. V. Self-organization in biological systems. **Biology Bulletin**, v. 39, n. 2, p. 110-118, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1134/S106235901202006>. Acesso em: 27 nov. 2025.

JONES, J. H. Optimization of the mammalian respiratory system: symmorphosis *versus* single species adaptation. **Comparative Biochemistry and Physiology Part B: Biochemistry and Molecular Biology**, v. 120, n. 1, p. 125-138, mai. 1998. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0305-0491\(98\)00027-3](https://doi.org/10.1016/S0305-0491(98)00027-3). Acesso em: 27 nov. 2025.

KAUFFMAN, S. A. **The origins of order**: self-organization and selection in evolution. Oxford: Oxford University Press, 1993. 734 p.

KEINRAD, M. B. **Criticalidad autoorganizada en sistemas ecológicos**. 2004. 105 f. Tesis de grado (Licenciatura em biología) – Facultad de Ciencias, Universidad Nacional Autónoma de México, Ciudad de México, 2004.

KENKEL, N. C.; WALKER, D. J. Fractals in the biological sciences. **Coenoses**, v. 11, n. 2, p. 77-100, 1996. Disponível em: <https://home.cc.umanitoba.ca/~kenkel/pubs/1996.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2025.

KIRILYUK, A. Complex-dynamical extension of the fractal paradigm and its applications in life sciences. *In*: LOSA, G.A. *et al.* (ed.) **Fractals in biology and medicine**. Mathematics and Biosciences in Interaction. Birkhäuser Basel, 2005.

LAGOS, M. F. G. La generalización en cartografía básica y temática. **Revista Científica**, Bogotá, n. 9, p. 207-239, 2006. Disponível em: <https://www.redalyc.org/pdf/5043/504373512011.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2025.

LEHN, J.-M. Toward self-organization and complex matter. **Science**, Washington DC, v. 295, n. 5564, p. 2400-2403, mar. 2002.

LEVIN, S. Complex adaptive systems: exploring the known, the unknown and the unknowable. **Bulletin of the American Mathematical Society**, Rhode Island, v. 40, n. 1, p. 3-19, jan. 2003. Disponível em: <https://www.ams.org/journals/bull/2003-40-01/S0273-0979-02-00965-5/S0273-0979-02-00965-5.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2025.

LEVINS, R. Theory of fitness in a heterogeneous environment. I. The fitness set and adaptive function. **The American Naturalist**, v. 96, n. 891, p. 361-373, nov./dez. 1962. DOI: <https://doi.org/10.1086/282245>. Acesso em: 27 nov. 2025.

MANDELBROT, B. B. **The Fractal Geometry Of Nature**. San Francisco: Freeman Macmillan, 1982. 460 p.

NUNES-NETO, N. F.; EL-HANI, C. N. O que é função? debates na filosofia da biologia contemporânea. **Scientiae Studia**, São Paulo, v. 7, n. 3, p. 353-401, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1678-31662009000300002> . Acesso em: 27 nov. 2025.

PERUNOV, N.; MARSLAND, R. A.; ENGLAND, J. L. Statistical physics of adaptation. **Physical Review X**, v. 6, n. 2, jun. 2016. DOI: <https://doi.org/10.1103/PhysRevX.6.021036>. Acesso em: 27 nov. 2025.

REICH, P. B. *et al.* Universal scaling of respiratory metabolism, size and nitrogen in plants. **Nature**, Londres, v. 439, n. 7075, p. 457-461, jan. 2006. DOI: <https://doi.org/10.1038/nature0428>. Acesso em: 27 nov. 2025.

RICOTTA, C. From theoretical ecology to statistical physics and back: self-similar landscape metrics as a synthesis of ecological diversity and geometrical complexity. **Ecological Modelling**, v. 125, n. 2, p. 245-253, jan. 2000. DOI: [https://doi.org/10.1016/S0304-3800\(99\)00185-4](https://doi.org/10.1016/S0304-3800(99)00185-4). Acesso em: 27 nov. 2025.

SCHNEIDER, E. D.; KAY, J. J. Life as a manifestation of the second law of thermodynamics. **Mathematical and Computer Modelling**, v. 19, n. 6-8, p. 25-48, mar./ abr. 1994. DOI: [https://doi.org/10.1016/0895-7177\(94\)90188-0](https://doi.org/10.1016/0895-7177(94)90188-0). Acesso em: 27 nov. 2025.

SNELLING, E. P. *et al.* Symmorphosis and the insect respiratory system: a comparison between flight and hopping muscle. **Journal of Experimental Biology**, Cambridge, v. 215, n. 18, p. 3324-3333, set. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1242/jeb.072975>. Acesso em: 27 nov. 2025.

TAYLOR, C. R.; WEIBEL, E. R. Design of the mammalian respiratory system. I. Problem and strategy. **Respiration Physiology**, v. 44, n. 1, p. 1-10, abr. 1981. DOI: [https://doi.org/10.1016/0034-5687\(81\)90073-6](https://doi.org/10.1016/0034-5687(81)90073-6). Acesso em: 27 nov. 2025.

VALVERDE, S. *et al.* Structural determinants of criticality in biological networks. **Frontiers in Physiology**, v. 6, mai. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3389/fphys.2015.00127>. Acesso em: 27 nov. 2025.

WEIBEL, E. R.; TAYLOR, C. R.; HOPPELER, H. The concept of symmorphosis: a testable hypothesis of structure-function relationship. **PNAS**, v. 88, n. 22, p. 10357-10361, nov. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.88.22.10357>. Acesso em: 27 nov. 2025.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. A general model for the origin of allometric scaling laws in biology. **Science**, Washington DC, v. 276, n. 5309, p. 122-126, abr. 1997. DOI: [10.1126/science.276.5309.122](https://doi.org/10.1126/science.276.5309.122). Acesso em: 27 nov. 2025.

WEST, G. B.; BROWN, J. H.; ENQUIST, B. J. The fourth dimension of life: fractal geometry and allometric scaling of organisms. **Science**, Washington DC, v. 284, n. 5420, p. 1677-1679, jun. 1999. DOI: 10.1126/science.284.5420.1677. Acesso em: 27 nov. 2025.

PRIORIZAÇÃO DE ÁREAS DE CONSERVAÇÃO PARA FELINOS AMEAÇADOS NA REGIÃO NEOTRÓPICAL*

Ágatha Kohmoto Verzotto e
Peter Löwenberg Neto

Nas últimas décadas, tanto a comunidade científica quanto os governos e entidades não governamentais ambientalistas, têm alertado sobre a “crise da biodiversidade”, principalmente nas regiões tropicais. As taxas atuais de extinção de espécies estão pelo menos três ordens de grandeza maiores do que as taxas naturais ao longo do registro fóssil (Pimm et al., 1995). Como consequência, uma vez perdidas as espécies, perde-se também o conhecimento sobre processos ecológicos e evolutivos, o que se torna impossível de se recompor (Wilson, 1999; Brooks *et al.*, 2004). Muito desse cenário está intimamente ligado a crescente perda de habitat natural causada pela ocupação exponencial dos humanos (Hoekstra *et al.*, 2005; Davies *et al.*, 2006; Gorenflo; Brandon, 2006). Dessa forma, é consenso a necessidade de se estabelecer prioridades de áreas para que seja possível a conservação da biodiversidade (Nogueira *et al.*, 2009).

O planejamento sistemático de conservação (PSC) inclui medidas para priorização e seleção de áreas para serem conservadas, pela busca por áreas com maior relação custo-benefício para a proteção da biodiversidade, baseando-se em um conjunto de informações bióticas e abióticas, com referenciamento

*Este capítulo está baseado no TCC de mesmo título, apresentado por Ágatha Kohmoto Verzotto, em 2022, sob orientação de Peter Löwenberg Neto.

geográfico, que possibilitam ações de manejo para localizar e delimitar novas reservas, complementando as já existentes (Pressey *et al.*, 1994; Pressey, 1999; Margules; Pressey, 2000; Margules, 2002), prezando-se, assim, pela proteção da biodiversidade e por outras características naturais *in situ* (Margules; Pressey, 2000). Dentre as estratégias para conservação dos recursos naturais, a estratégia *in situ* pode ser definida como a conservação dos ecossistemas e dos habitats naturais, a manutenção e a reconstituição de populações viáveis de espécies nos seus ambientes naturais (Graudal *et al.*, 1997).

Entre os mamíferos, as espécies de carnívoros (Ordem: Carnívora) são objetos ótimos para estudos de conservação (Van de Kerk *et al.*, 2013). Além de estarem entre as espécies mais ameaçadas (Ceballos *et al.*, 2005), os carnívoros exercem um importante papel ecológico em suas comunidades, sendo essencial proteger a área de vida dessas populações para estabilidade dos ecossistemas e para retardar as atuais tendências de extinção (Roemer *et al.*, 2009; Van de Kerk *et al.*, 2013). As espécies carnívoras muitas vezes são espécies indicadoras, desta forma, sua presença é uma referência de equilíbrio ecossistêmico, e também espécies-chave, responsáveis por um efeito desproporcional na persistência de todas as outras espécies (Bond, 1994; Van de Kerk *et al.*, 2013). As grandes espécies de carnívoros também desempenham o papel de regulação do funcionamento e da dinâmica ecossistêmica ao moldar as comunidades de presas (Karanth *et al.*, 2004), em sua maioria por serem predadores topo de cadeia (Van de Kerk *et al.*, 2013).

A modificação da paisagem para terras agrícolas, desenvolvimento urbano e fragmentação de habitats por meio de extrações, construção de infraestrutura e outras atividades humanas têm sérios impactos sobre as populações de felídeos, refletindo em altas taxas de mortalidade e até diminuição considerável de algumas populações ao longo dos anos (Nowell; Jackson, 1996; Lovelace *et al.*, 2010). O presente trabalho teve por objetivo indicar

áreas que devem ser priorizadas, a fim de possibilitar a conservação de felídeos selvagens (Carnivora: Felidae) da região Neotropical, tomando como critério o status de ameaça das espécies.

Métodos

Os pontos de ocorrência de cada espécie foram obtidos de Nagy-Reis *et al.*, (2020). Doze espécies de felinos foram utilizadas na análise: *Herpailurus yagouaroundi* (É. Geoffroy Saint-Hilaire, 1803), (n = 3.274 pontos); *Leopardus colocolo* (Molina, 1782), (n = 582); *Leopardus geoffroyi* (d'Orbigny; Gervais, 1844), (n = 740); *Leopardus guigna* (Molina, 1782), (n = 183); *Leopardus guttulus* (Hensel, 1872), (n = 1.832); *Leopardus jacobita* (Cornalia, 1865), (n = 87); *Leopardus pardalis* (Linnaeus, 1758), (n = 5.972); *Leopardus tigrinus* (Schreber, 1775), (n = 290); *Leopardus wiedii* (Schinz, 1821), (n = 2.393); *Lynx rufus* (Schreber, 1777), (n = 63); *Panthera onca* (Linnaeus, 1758), (n = 3.657) e *Puma concolor* (Linnaeus, 1771), (n = 6.964).

Para as espécies analisadas foi adotada a classificação global da IUCN (2022) quanto às categorias de ameaça: Menos Preocupante (LC, *Herpailurus yagouaroundi*, *Leopardus geoffroyi*, *Leopardus pardalis*, *Lynx rufus* e *Puma concolor*, n = 5), Quase Ameaçada (NT, *Leopardus colocolo*, *Leopardus wiedii* e *Panthera onca*, n = 3), Vulnerável (VU, *Leopardus guigna*, *Leopardus guttulus* e *Leopardus tigrinus*, n = 3) e Em Perigo (EN, *Leopardus jacobita* (n = 1). Na análise de priorização (ver abaixo), as categorias de ameaça receberam os seguintes pesos: LC = 0,25; NT = 0,5; VU = 0,75 e EN = 1 (Di Minin *et al.*, 2016).

Para análise dos dados foi utilizado o programa computacional Zonation versão 4.0 (Moilanen *et al.*, 2014), empregado para indicar a priorização de áreas para a conservação *in situ* e planejamento de conservação em larga escala espacial (Margules; Pressey, 2000; Moilanen *et al.*, 2014). Os dados foram submetidos ao modelo *Additive Benefit Function* (ABF), que valoriza as células com

alta riqueza de espécies e considera os pesos das espécies (categorias de ameaça). Dessa forma, as células consideradas pobres em espécies e que possuíam menor peso de prioridade foram removidas, restando as prioritárias (Moilanen *et al.*, 2014). Outros parâmetros utilizados foram: *fator warp* = 10; *edge removal* = 1; *Boundary Length Penalty* (BLP) = 0 (Moilanen *et al.*, 2014). Foram consideradas áreas prioritárias aquelas que possuísem um valor igual ou superior a 0,75 no mapa resultante, correspondendo a 25% do total das áreas em células de 0,5° ocupadas pelas espécies (Santangeli *et al.*, 2019). As áreas prioritárias foram geograficamente comparadas às áreas protegidas (n = 22.047) da região Neotropical (UNEP-WCMC, 2022). Os valores utilizados para referenciar a porcentagem das áreas prioritárias resultantes foram obtidos através do número de células (cel), em que cada célula representa a extensão de 0,5°x0,5° no mapa.

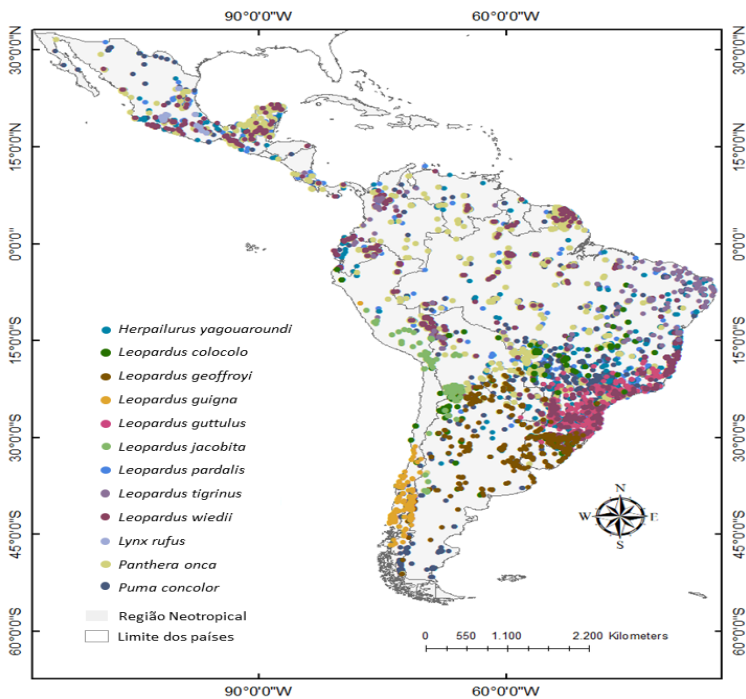
Resultados

Foram analisados 26.037 pontos de ocorrência de doze espécies de felídeos da região Neotropical (Figura 1). A priorização de áreas levou em conta a riqueza de espécies e a categoria de ameaça de cada uma das espécies, resultando em um mapa com áreas prioritárias. Estas áreas foram reclassificadas em “1”, quando os valores foram menores que 0,75 (n = 1.219 células), e em “2”, para valores iguais ou maiores que 0,75 (n = 407, 25%) (Figura 2). Das 407 células prioritárias (valor 2), 112 coincidiram com 93 polígonos de áreas protegidas, ou seja, 23,6% das áreas consideradas prioritárias já estavam sob algum tipo de proteção.

Ao observar a distribuição das células na região Neotropical, nove países apresentam áreas com maior grau de prioridade para conservação, sendo o Brasil o país com maior número de células prioritárias, representando 55,6% do total, seguido pelo Chile (15,1%) e Argentina (9,7%). Das onze regiões biogeográficas referenciadas, dez apresentam áreas prioritárias, excluindo ape-

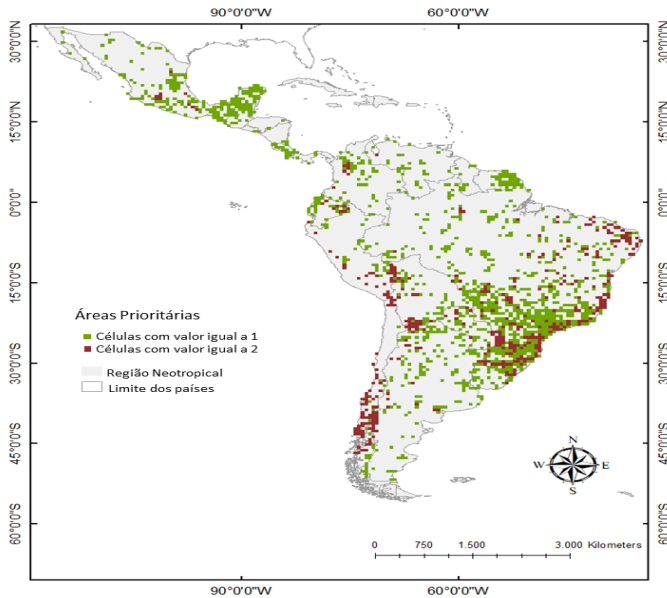
nas a Sub-região das Antilhas. A região composta pelo Domínio do Paraná abrange o maior número de áreas prioritárias, correspondendo a 31,8% da ocorrência total. No Domínio Chaquenho (26,7%) e na Região Andina (15,1%) também houve um aglomerado significativo de áreas consideradas prioritárias.

Figura 1 – Distribuição geográfica das espécies analisadas na região Neotropical



Fonte: Nagy-Reis *et al.* (2020).

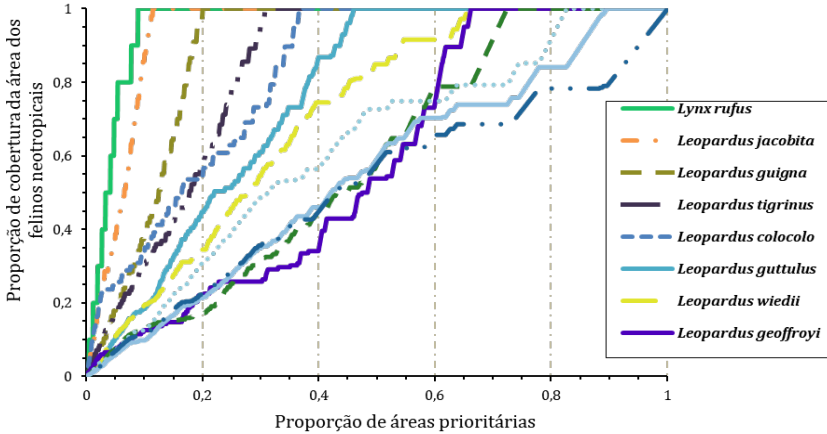
Figura 2 – Áreas prioritárias para a conservação dos felídeos neotropicais



Fonte: Os Autores (2022).

As curvas de desempenho das espécies mostram a relação entre o aumento da cobertura de conservação de cada felino em função das áreas prioritárias selecionadas (Figura 3). As curvas obtidas indicam que os esforços de proteção não serão igualmente eficazes para todas as espécies. Considerando a proposta de que apenas 25% das áreas prioritárias serão protegidas, algumas espécies, como *Lynx rufus*, *Leopardus jacobita* e *Leopardus guigna* teriam suas áreas de ocorrência completamente conservadas. Entretanto, espécies como *Puma concolor*, *Leopardus pardalis* e *Herpailurus yagouaroundi*, precisariam que uma fração muito maior de terra (>80%) fosse protegida para abarcar toda a área em que ocorrem.

Figura 3 – Curvas de desempenho demonstrando a relação entre cobertura de conservação da área de distribuição (eixo y) e proporções de áreas prioritárias (eixo x). Em cinza o critério de 25% de áreas prioritárias



Fonte: Os Autores (2022).

Discussão

Ao combinar as distribuições dos felinos selvagens com o grau de ameaça de cada espécie, o resultado gerou um mapa de áreas prioritárias para a conservação dos felídeos em toda a região Neotropical. Através desse mapa foi possível determinar que as áreas de alta prioridade estão concentradas na Região Andina e no litoral sudeste e nordeste do Brasil, onde predomina o Domínio do Paraná e o Domínio Chaquenho. Também foram encontradas grandes diferenças nas curvas de desempenho das espécies em relação ao grau de priorização das áreas, destacando-se que algumas espécies necessitam de áreas maiores como critério de priorização do que outras. E, por fim, os resultados confirmaram que as regiões que devem apresentar maior priorização são aquelas relacionadas a espécies com áreas de ocorrência mais restritas e com um nível de ameaça mais crítico, segundo o catálogo IUCN (2022).

O felino *L. guigna*, também conhecido como gato-chileno e o menor felino das Américas, é uma das espécies endêmicas da Região Andina (Napolitano *et al.*, 2015) e toda sua área de ocorrência foi considerada prioritária para conservação, segundo a curva de desempenho da espécie. Apesar de ser uma espécie relativamente tolerante a habitats alterados (Acosta-Jamett; Simonetti, 2004), o gato-chileno está classificado como VU pelo catálogo IUCN (2022). Essa classificação ocorre, provavelmente, pela conversão acelerada do seu habitat em terras agrícolas, causando a essa espécie extinções locais e fragmentação populacional, reduzindo a diversidade genética desses felinos (Napolitano *et al.*, 2015). Outros fatores que podem levar à redução dessas populações estão relacionados à retaliação e atitudes negativas por parte dos moradores de assentamentos rurais, a ataque de cães domésticos, atropelamentos, doenças infecciosas e mudanças climáticas (Napolitano, 2012; Mora *et al.*, 2015).

As áreas de maior prioridade inseridas no Domínio do Paraná abrangem os territórios de seis espécies de felinos selvagens, *L. pardalis*, *L. guttulus*, *L. wiedii*, *Puma concolor*, *Panthera onca* e *H. yagouaroundi*. Das seis espécies, apenas o *L. guttulus*, conhecido popularmente por gato-tigre-do-sul, está classificado como VU pela IUCN (2022) e apresenta uma distribuição limitada a essa área. Diferente do gato-chileno, essa espécie não apresenta toda sua área de ocorrência como prioritária. Isso ocorre, provavelmente, pela distribuição mais ampla da espécie, ocupando todo o sul e sudeste brasileiro. Entretanto, como consequência da disputa com outros predadores mais territorialistas, como a jaguatirica (*L. pardalis*; “efeito jaguatirica”), o *L. guttulus* é encontrado principalmente fora de áreas protegidas, em meio a mosaicos de floresta, campos e agricultura de pequena escala (Oliveira *et. al.*, 2010). Esse comportamento é relevante na hora de estabelecer prioridades de conservação, sendo conveniente focar em projetos de conscientização nas áreas privadas para incentivar um convívio positivo entre humanos e animais selvagens.

Assim como o Domínio do Paraná, o Domínio Chaquenho apresentou uma alta concentração de áreas prioritárias, segundo os critérios da análise. As áreas de distribuição dos felinos *L. tigrinus* e *L. geoffroyi* pertencem quase que totalmente a esse domínio, ademais, espécies com distribuição mais generalista como *L. colocolo*, *L. pardalis*, *L. wiedii*, *Puma concolor*, *Panthera onca* e *H. yagouaroundi* também estão presentes.

Segundo a curva de desempenho do gato-do-mato-pequeno (*L. tigrinus*), para proteger toda a área dessa espécie seria necessário um critério mínimo de 30% (células com valor $\geq 0,7$), o que não contempla a proposta tomada nesse projeto. Ainda assim, boa parte da distribuição desse felino foi inserida em áreas prioritárias, que compreende a principal e mais importante área para a espécie (Marinho, 2015). O mesmo não ocorre com o gato-do-mato-grande (*L. geoffroyi*). Este felídeo, apesar de ser considerado raro no Chile (Iriarte *et al.*, 2013) apresenta uma ocorrência abundante em vários tipos de habitat e sua faixa de distribuição é contínua no sul da América. A curva de desempenho dessa espécie demonstra que a cobertura total da área de ocorrência só aconteceria caso 65% das áreas prioritárias propostas (células com valor $\geq 0,35$) fossem consideradas. Por ser uma espécie classificada como LC, o resultado de que poucas áreas de ocorrência da espécie se tornem áreas prioritárias era esperado.

Assim como o gato-chileno (*L. guigna*) anteriormente citado, os felinos *L. jacobita* e *Lynx rufus* também são espécies que apresentaram toda a extensão de ocorrência contemplada pelo critério de prioridade. Mas, diferente do *Lynx rufus*, uma espécie classificada como LC, com ocorrência concentrada no norte da América e por todo o México (Arzate *et al.*, 2007), a espécie *L. jacobita* possui um território extremamente restrito, limitado a habitats rochosos e de altitude, como a Cordilheira dos Andes.

Conhecido como gato-andino, esse felino possui uma distribuição irregular ao longo da Argentina, Bolívia, Chile e Peru (Reppucci *et al.*, 2011), sendo exclusivo da Zona de Transição Sul

Americana. Sua distribuição também é limitada pela presença da sua principal presa, a vizcacha da montanha (*Lagidium* sp.), uma espécie de roedor que vive em pequenas colônias distribuídas de forma dispersa e reduzida pela pressão de caça (Walker *et al.*, 2007). Além da ameaça de escassez de presas, os gatos-andinos também sofrem os efeitos de uma crescente atividade da mineração, da indústria petrolífera e do uso associado de recursos hídricos nas montanhas dos Andes (Villalba *et al.*, 2016). O *L. jacobita* foi a única espécie de felino classificada como EN pela IUCN (2022), enfatizando a importância de priorização das áreas de ocorrência dessa espécie.

As espécies de felinos que apresentam um comportamento mais generalista ou de ampla distribuição, como o *Puma concolor*, o *L. pardalis* e o *H. yagouaroundi*, não apresentaram um resultado satisfatório de priorização das áreas de ocorrência. Além da diferença entre os tamanhos de distribuição, a sobreposição dessas distribuições também foi relevante para a formação das curvas, em que pequenas áreas sobrepostas podem ser protegidas muito mais facilmente do que grandes áreas não sobrepostas (Santangelo *et al.*, 2019). Espécies classificadas como NT (*L. colocolo*, *L. wiedii* e *Panthera onca*) também sofreram com a diferença de priorização das áreas de acordo com a abrangência da distribuição. O gato-dos-pampas (*L. colocolo*), por apresentar uma área de distribuição mais restrita, demonstrou uma curva mais acentuada em relação a onça-pintada (*Panthera onca*) e ao gato-maracajá (*L. wiedii*), espécies que, apesar de serem igualmente classificadas como quase ameaçadas, possuem uma distribuição mais ampla pela região Neotropical. Esse resultado demonstra uma incapacidade de proteger todos os felinos neotropicais, particularmente para os grandes felinos, que têm maiores requisitos de habitat e que provavelmente já experimentaram declínios populacionais substanciais e diminuição de alcance. Para representar todas as espécies de forma mais adequada, seria necessário um aumento substancial na meta de priorização e ações efetivas de proteção.

Foram encontradas 311 áreas em células com 0,5°x0,5° de tamanho que possam servir para propostas de priorização. O país que apresentou o maior número de áreas prioritárias foi o Brasil, representando mais da metade das áreas obtidas (55,6%) e acentuando a importância de priorização nesse país. Já o domínio que mais foi priorizado localiza-se no Domínio do Paraná, com 31,8%, onde também abrange o bioma da Mata Atlântica. O Domínio Chaqueño e a Região Andina também foram limites biogeográficos que apresentaram valores significativos de áreas prioritárias, correspondendo a 26,7% e 15,1% respectivamente.

As curvas de desempenho das espécies obtidas indicaram que os esforços de proteção não serão igualmente eficazes para todas as espécies. Além da diferença de pesos atribuídos a cada espécie, o tamanho da distribuição, o número de pontos de ocorrência inseridos e a sobreposição dessas distribuições foram relevantes para a formação das curvas. Dessa forma, espécies com áreas restritas e com pesos mais elevados, como o gato-andino (*L. jacobita*), apresentaram uma curva eficiente onde a proposta de priorização atende toda a área de ocorrência da espécie. O mesmo se aplica ao *Lynx rufus*, que apesar de ser uma espécie classificada como LC, sua ocorrência foi consideravelmente baixa em relação aos outros felinos, o que possibilitou a priorização de toda sua área de ocorrência. Já o oposto ocorreu às espécies com menor peso de prioridade e área de distribuição mais dispersa, como a onça-parda (*Puma concolor*).

REFERÊNCIAS

ACOSTA-JAMETT, G.; SIMONETTI, J. A. Habitat use by *Oncifelis guigna* and *Pseudalopex culpaeus* in a fragmented forest landscape in central Chile. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, n. 6, p. 1135-1151, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1023/B:BIOC.0000018297.93657.7d>. Acesso em: 28 nov. 2025.

ARZATE, C. N. M. *et al.* Spatial ecology and abundance of mexican bobcats in northwestern México to assess its conservation status. *In: FELID BIOLOGY AND CONSERVATION CONFERENCE*, 1., 2007, Monterrey, México. **Anais [...]**. Monterrey, México: Universidade Autónoma de Nuevo León, 2007. p. 17-20.

BOND, W. J. Keystone species. *In: SCHULZE, E.-D., MOONEY, H.A. (ed.). Biodiversity and ecosystem function*. Praktische Zahnmedizin Odonto-Stomatologie Pratique Practical Dental Medicine. Berlin, Heidelberg: Springer, 1994. v. 99. p. 237-253. DOI: https://doi.org/10.1007/978-3-642-58001-7_11. Acesso em: 28 nov. 2025.

BROOKS, T.; DA FONSECA, G. A. B.; RODRIGUES, A. S. L. Species, data, and conservation planning. **Conservation Biology**, v. 18, n. 6, p. 1682-1688, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2004.00457.x>. Acesso em: 28 nov. 2025.

CEBALLOS, G. *et al.* Global mammal conservation: what must we manage? **Science**, v. 309, n. 5734, p. 603-607, 2005. DOI: [10.1126/science.1114015](https://doi.org/10.1126/science.1114015). Acesso em: 28 nov. 2025.

DAVIES, R. G. *et al.* Human impacts and the global distribution of extinction risk. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 273, n. 1598, p. 2127-2133, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3551>. Acesso em: 28 nov. 2025.

DI MININ, E. *et al.* Global priorities for national carnivore conservation under land use change. **Scientific Reports**, v. 6, n. 1, p. 1-9, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1038/srep23814>. Acesso em: 28 nov. 2025.

GORENFLO, L. J.; BRANDON, K. Key human dimensions of gaps in global biodiversity conservation. **Bioscience**, v. 56, n. 9, p. 723-731, 2006. DOI: [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2006\)56\[723:KHDOGI\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2006)56[723:KHDOGI]2.0.CO;2). Acesso em: 28 nov. 2025.

GRAUDAL, L. *et al.* **Planning National Programmes For Conservation Of Forest Genetic Resources**. Humlebaek: Danida Forest Seed Centre, 1997. Disponível em: <https://curis.ku.dk/ws/files/20710949/tn48.pdf>. Acesso em: 28 nov. 2025.

HOEKSTRA, J. M. *et al.* Confronting a biome crisis: global disparities of habitat loss and protection. **Ecol Lett**, v. 8, n. 1, p. 23-29, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00686.x>. Acesso em: 28 nov. 2025.

IRIARTE, J. A. *et al.* Revisión actualizada sobre la biodiversidad y conservación de los felinos silvestres de Chile. **Boletín de Biodiversidad de Chile**, n. 8, p. 5-24, 2013. Disponível em: <https://dialnet.unirioja.es/servlet/articulo?codigo=5524083>. Acesso em: 28 nov. 2025.

IUCN. **The IUCN Red List of Threatened Species**. Cambridge: IUCN. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org/>. Acesso em: 10. fev. 2022.

KARANTH, K. U. *et al.* Tigers and their prey: predicting carnivore densities from prey abundance. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 101, n. 14, p. 4854-4858, 2004. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.0306210101>. Acesso em: 28 nov. 2025.

LOVERIDGE, A. J. S. W. *et al.* People and wild felids: conservation of cats and management of conflicts. In: MCDONALD, D.; LOVERIDGE, A. J. S. W (ed.). **Biology and conservation of wild felids**. Oxford: Oxford University Press, 2010. Disponível em: <https://repository.si.edu/server/api/core/bitstreams/ea7be8be-3e15-4afc-b115-a0a2fc6a497d/content>. Acesso em: 28 nov. 2025.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L. Systematic conservation planning. **Nature**, Londres, v. 405, n. 6783, p. 243-253, 11 maio 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35012251>. Acesso em: 28 nov. 2025.

MARGULES, C. R.; PRESSEY, R. L.; WILLIAMS, P. H. Representing biodiversity: data and procedures for identifying priority areas for conservation. **Journal of Biosciences**, v. 27, n. 4, p. 309-326, 2002. DOI: [10.1007/BF02704962](https://doi.org/10.1007/BF02704962). Acesso em: 28 nov. 2025.

MARINHO, P. H. D. **Gato-do-mato-pequeno** (*Leopardus tigrinus*) **na Caatinga**: ocupação e padrão de atividade de um felídeo ameaçado e pouco conhecido na floresta tropical seca do nordeste do Brasil. 2015. 69 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2015.

MOILANEN, A. *et al.* **Spatial conservation planning methods and software ZONATION**. Version 4. User manual [software]. Helsinki: University of Helsinki, 2014. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/305397798_Spatial_conservation_planning_methods_and_software_zonation. Acesso em: 28 nov. 2025.

MORA, M. *et al.* Feline immunodeficiency virus and feline leukemia virus infection in free-ranging guignas (*Leopardus guigna*) and sympatric domestic cats in human perturbed landscapes on Chiloé Island, Chile. **Journal of Wildlife Diseases**, Zürich, v. 51, n. 1, p. 199-208, 2015. DOI: <https://doi.org/10.7589/2014-04-114>. Acesso em: 28 nov. 2025.

NAGY--REIS, M. *et al.* Neotropical Carnivores: a data set on carnivore distribution in the Neotropics. **Ecology**, v. 101, n. 11, e03128, 30 ago. 2020. DOI: <https://doi.org/10.1002/ecy.3128>. Acesso em: 28 nov. 2025.

NAPOLITANO, C. G. **Filogeografia, inferencia demográfica y genética de la conservación del felino *Leopardus guigna* en el sur de sudamérica**. Programa de doctorado en Ciencias Silvoagropecuarias y Veterinarias, Universidad de Chile, 2012.

NAPOLITANO, C. *et al.* Reduced genetic diversity and increased dispersal in Guigna (*Leopardus guigna*) in Chilean fragmented landscapes. **Journal of Heredity**, v. 106, n. S1, p. 522-536, 2015. DOI: 10.1093/jhered/esv025. Acesso em: 28 nov. 2025.

NOGUEIRA, C. *et al.* Desafios para a identificação de áreas para conservação da biodiversidade. **Megadiversidade**, v. 5, n. 1-2, p. 41-53, 2009. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/235575758_Desafios_para_a_identificacao_de_areas_para_conservacao_da_biodiversidade. Acesso em 28 nov. 2025.

NOWELL, K.; JACKSON, P. **Wild cats: status survey and conservation action plan**. Gland: International Union for Conservation. Natural Resources, 1996. 400 p.

OLIVEIRA, T. G. **Relatório final e plano de ação para conservação de *Leopardus tigrinus* no Brasil**. Instituto Pró-Carnívoros/Fundo Nacional do Meio Ambiente, Atibaia, São Paulo, 2008. 72p.

PIMM, S. L. *et al.* The future of biodiversity. **Science**, v. 269, n. 5222, p. 347-350, 1995. DOI: 10.1126/science.269.5222.347. Acesso em 28 nov. 2025.

PRESSEY, R. L. Applications of irreplaceability analysis to planning and management problems. **Parks**, [S.l.], v. 9, n. 1, p. 42-51, 1999.

PRESSEY, R. L.; JOHNSON, I. R.; WILSON, P. D. Shades of irreplaceability: towards a measure of the contribution of sites to a reservation goal. **Biodiversity and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 242-262, 1994. DOI: <https://doi.org/10.1007/BF00055941>. Acesso em: 01 dez. 2025.

REPPUCCI, J.; GARDNER, B.; LUCHERINI, M. Estimating detection and density of the Andean cat in the high Andes. **Journal of Mammalogy**, v. 92, n. 1, p. 140-147, 2011. DOI: <https://doi.org/10.1644/10-MAMM-A-053.1>. Acesso em: 01 dez. 2025.

ROEMER, G. W.; GOMPPER, M. E.; VAN VALKENBURGH, B. The ecological role of the mammalian mesocarnivore. **BioScience**, v. 59, n. 2, p. 165-173, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.9>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SANTANGELI, A. *et al.* Priority areas for conservation of Old World vultures. **Conservation Biology**, v. 33, n. 5, p. 1056-1065, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/cobi.13282>. Acesso em: 01 dez. 2025.

UNEP-WCMC. **Protected area profile for Latin America; Caribbean from the World Database of Protected Areas**. Cambridge: Protected Planet, 2025. Disponível em: <https://www.protectedplanet.net/region/SA>. Acesso em: 08 mar. 2022.

VAN DE KERK, M. *et al.* Carnivora population dynamics are as slow and as fast as those of other mammals: implications for their conservation. **PloS one**, v. 8, n. 8, p. e70354, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0070354>. Acesso em: 01 dez. 2025.

VILLALBA, L. *et al.* *Leopardus jacobita*. **The IUCN Red List of Threatened Species 2016**: e. T15452A50657407. 2016. DOI: <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-1.RLTS.T15452A50657407.en>. Acesso em: 01 dez. 2025.

WALKER, R. S. *et al.* Diet of the Andean and pampas cats (*Leopardus jacobita* and *L. colocolo*) and culpeos (*Lycalopex culpaeus*) in high-altitude deserts of Argentina. **Journal of Mammalogy**, v. 88, p. 519-525, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1644/06-MAMM-A-172R.1>. Acesso em: 01 dez. 2025.

WILSON, E. O. **The diversity of life**. New York: W W Norton and Company, 1999. 433 p.

EFEECTO DE FACTORES AMBIENTALES Y ESPACIALES EN LA RIQUEZA DE ESPECIES DE ANUROS EN LA CORDILLERA DE LOS ANDES*

Licet Fernanda Calambás Trochez

Peter Löwenberg Neto y

Michel Varajão Garey

La distribución geográfica de las especies no es aleatoria (Carvalho; Almeida, 2013). La riqueza de especies está sujeta a diferentes factores ambientales que varían con la escala espacial estudiada (Brown; Lomolino, 2006). A nivel global, patrones latitudinales y altitudinales en la distribución de la riqueza son bien conocidos (Gaston, 2000). El patrón latitudinal, por ejemplo, prevé un aumento en la riqueza de especies a medida que se avanza desde los polos hacia el Ecuador (Brown; Lomolino, 2006; Rahbek, 1995). Mientras que el gradiente altitudinal predice una disminución monotonía del número de especies con el incremento de la elevación, o en algunos casos una mayor riqueza en altitudes intermedias (Brown; Lomolino, 2006; Rahbek, 1995).

Las hipótesis propuestas para explicar los patrones de riqueza latitudinales pueden ser relacionadas con factores que reflejan la adaptación de la biota a condiciones geológicas y climáticas contemporáneas, por ejemplo, de clima, productividad y heterogeneidad ambiental (Brown; Lomolino, 2006).

* Este capítulo está basado en el TCC de mismo título, presentado por Licet Fernanda Calambás Trochez, en 2017, bajo la orientación de Michel Varajão Garey y la coorientación de Peter Löwenberg Neto.

La hipótesis climática predice que ambientes con climas estables como los tropicales, tienen una oferta constante de recursos que permiten la especialización de las especies, favoreciendo la reducción de su nicho ecológico y la coexistencia de un mayor número de especies por unidad de área, mientras que, en ambientes con climas estacionales, la relación es inversa (Brown; Lomolino, 2006; Pianka, 1966). La hipótesis de productividad propone que regiones y hábitats más productivos albergan una mayor riqueza de especies (Brown; Lomolino, 2006; Gillman *et al.*, 2015; Šímová; Storch, 2017). Pues, la mayor disponibilidad de energía utilizable le permite al ecosistema sostener un mayor número de especies, debido a la abundancia y constancia de recursos que facilitan la coexistencia y especialización de las especies y permiten la mantención de poblaciones suficientemente grandes para evitar la extinción (Brown; Lomolino, 2006; Šímová; Storch, 2017). Y la hipótesis de la heterogeneidad ambiental, plantea que, en los trópicos, hay una mayor variedad de condiciones y recursos disponibles, relacionadas con, por ejemplo, una mayor variedad de microhábitats, microclimas y locales de refugio disponibles, que permiten la coexistencia y persistencia de un mayor número especies (Stein; Gerstner; Kreft, 2014). Como gradientes de elevación presentan complejas variaciones en el clima, la productividad y heterogeneidad espacial en cortas distancias (Stein; Gerstner; Kreft, 2014), en este estudio, esperamos que estas tres hipótesis en conjunto expliquen la disminución monotónica de la riqueza de especies con el aumento de la elevación y de la latitud.

La importancia de los factores ambientales en los patrones de riqueza está asociada con aspectos de la fisiología de los organismos, porque de ella depende su adaptación a diferentes factores y su distribución espacial (Naniwadekar; Vasudevan, 2007). En ese sentido, los anfibios anuros que se caracterizan por tener requerimientos fisiológicos especiales son un excelente modelo biológico para evaluar los patrones espaciales en la distribución de la riqueza. Pues, poseen restricciones fisiológicas que los hacen sensibles a diferentes factores climáticos, debido a que son orga-

nismos ectodermos que dependen de fuentes ambientales para la obtención de calor, tienen la piel altamente permeable a gases respiratorios y agua, que impide su presencia en lugares muy secos y dependen de la disponibilidad de agua para la reproducción (Wells, 2007). Además de esto, en estudios aislados la riqueza de especies de anfibios ha demostrado estar positivamente correlacionada con la evapotranspiración potencial anual (Currie, 1991) y con lugares de menor altitud (Cortez-Fernandez, 2006). Sin embargo, no existen estudios que evalúen patrones espaciales en la riqueza de anuros a lo largo de la Cordillera de los Andes (CA), y estudios de este tipo son cruciales debido a las características únicas de altitud y topografía de esta región (Gaston, 2000). En este contexto, la presente investigación tuvo como objetivos: 1. Verificar la existencia de un patrón latitudinal y altitudinal en la distribución espacial de la riqueza de especies de anuros en la CA. 2. Analizar si factores ambientales, relacionados al clima, la productividad y heterogeneidad ambiental influyen en el patrón latitudinal y altitudinal de la riqueza de anuros.

Descripción del área de estudio

La Cordillera de los Andes (CA) se extiende por casi 9000 kilómetros en el continente americano (Figura 1.A), pasando por Argentina, Chile, Bolivia, Perú, Ecuador, Colombia y parte de Venezuela, bordeando el océano Pacífico (Carvalho; Almeida, 2013). En esos lugares, tiene una anchura media de 300 kilómetros y alturas que sobrepasan los 5.000 metros (Brouillette; Valentí, 1975). Los procesos geológicos que formaron la CA son importantes para comprender la distribución actual de sus especies, pues generaron gradientes altitudinales que permitieron la creación de nuevos hábitats, diferentes tipos de vegetación y combinados con la circulación atmosférica son los responsables por la variación en el clima (Montgomery; Balco; Willett, 2001).

Según Peel; Finlayson; McMahon, (2007), a lo largo de la CA pueden encontrarse diferentes tipos de clima relacionados a Bosque Tropical, Monzón Tropical, Sabana Tropical, Desierto Árido, Estepa Árida, veranos secos y Templado sin estación seca. Con relación a la precipitación, según Montgomery; Balco; Willett, (2001), las mayores precipitaciones (más de 2.000 mm/año) se encuentran en la zona de convergencia intertropical (10° N a 30° S), tanto en la vertiente este y oeste de la CA. En los Andes subecuatoriales (3° S a 15° S), el lado amazónico recibe más de 2.000 mm de lluvia anual, mientras que el lado pacífico recibe menos, e se observa un patrón inverso en latitudes templadas (>33° S). Y en la zona central (15° S a 33° S), la precipitación es escasa en ambas vertientes de la CA.

Obtención de las variables

Para el presente estudio el mapa de polígonos con el área de distribución de anfibios anuros (Lissamphibia: Anura) se obtuvo de la Unión Internacional para la Conservación de la Naturaleza (IUCN, 2017). Luego, se creó un *shapefile* del área de la CA, para este propósito, se utilizó un *raster* de elevación obtenido del *National Oceanic and Atmospheric Administration* (NOAA, 2017). Este *raster* fue reclasificado, en dos fajas altitudinales llamadas de 0 (lugares que tienen una altitud menor que 200 metros) y 1 (lugares que tiene alturas mayores a 200 metros). Partiendo de esa reclasificación se consideró la faja 1 como el punto en el que empieza el área de la CA. Seguidamente, el *raster* obtenido de la reclasificación, fue pasado a formato *shapefile*. Luego, a través del método del centroide, que permite obtener un valor que representa la distancia entre el centro de cada hexágono y los centroides de los hexágonos vecinos, se creó una malla de hexágonos de 1 x 1 en el Ecuador (~ 111 km x 111 km), sobre el *shapefile* de la CA, lo que totalizó 556 hexágonos. Finalmente, la malla de hexágonos fue sobrepuesta sobre el *shapefile* de polígonos de distribución de

anuros, para obtener la riqueza de especies por hexágono, esta riqueza fue la sumatoria de todos los polígonos de distribución de especies de Anura que se encontraban dentro de cada hexágono de la malla. Todos los procedimientos mencionados anteriormente fueron realizados a través de diferentes herramientas del programa ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016).

Los *rásteres* de las variables ambientales y espaciales, se obtuvieron de diferentes bases de datos, el *raster* de humedad se obtuvo de CLIMOND a una resolución de 10 minutos (Kriticos *et al.*, 2012). El *raster* de productividad se obtuvo de CGIARK-CSI (Zomer *et al.*, 2007) a una resolución de 30 arco segundos. Los *raster* de precipitación anual, estacionalidad en la precipitación, estacionalidad en la temperatura, temperatura máxima mensual, temperatura mínima mensual y radiación solar mensual, fueron descargados de WORLDCLIM a una resolución de 2.5 minutos (Fick; Hijmans, 2017).

El *raster* de heterogeneidad climática, fue creado a partir de la herramienta *calculate climate heterogeneity* de SDMtoolbox del programa ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016). Esta herramienta, realiza un análisis de componentes principales a partir de las 19 variables bioclimáticas disponibles en Worldclim, con el objetivo de generar tres componentes que expliquen la mayor variación de los datos. Luego, usa el valor de los autovalores (*eigenvalues*) de los tres componentes generados para hacer el mapa de heterogeneidad climática.

Seguidamente, fueron creadas las variables densidad de ríos y pendiente (*slope*). Para la variable densidad de ríos se descargaron de DIVA – GIS (Hijmans, 2017) los archivos en línea y polígonos de los ríos, canales y lagos, que se encuentran en Venezuela, Colombia, Ecuador, Perú, Bolivia, Argentina y Chile, todos estos archivos fueron unidos en un solo archivo de líneas, al que después se le calculo la densidad de líneas por unidad de área a través del programa ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016). Para la variable *slope* se utilizó el *raster* de elevación proveniente de (NOAA, 2017), al que

posteriormente se le calculo la pendiente (*slope*) de cada celda de la superficie de *raster*, procedimiento que fue realizado en el programa ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016).

Posteriormente, la información sobre la altitud se obtuvo al sobreponer el *shapefile* de la CA sobre el *raster* de elevación utilizando el software ArcGIS 10.4 (ESRI, 2016). Mientras que los datos de latitud fueron creados a través del programa ArcGIS 10.4, que permitió asignarle a cada hexágono de la malla las coordenadas de longitud y latitud correspondientes (ESRI, 2016). Finalmente, y después de tener las variables relacionadas al clima, productividad, heterogeneidad, altitud y latitud, se sobrepuso la malla de hexágonos sobre cada uno de esos *raster*, para obtener el valor de cada una de estas variables por hexágono del área de estudio.

Análisis estadístico

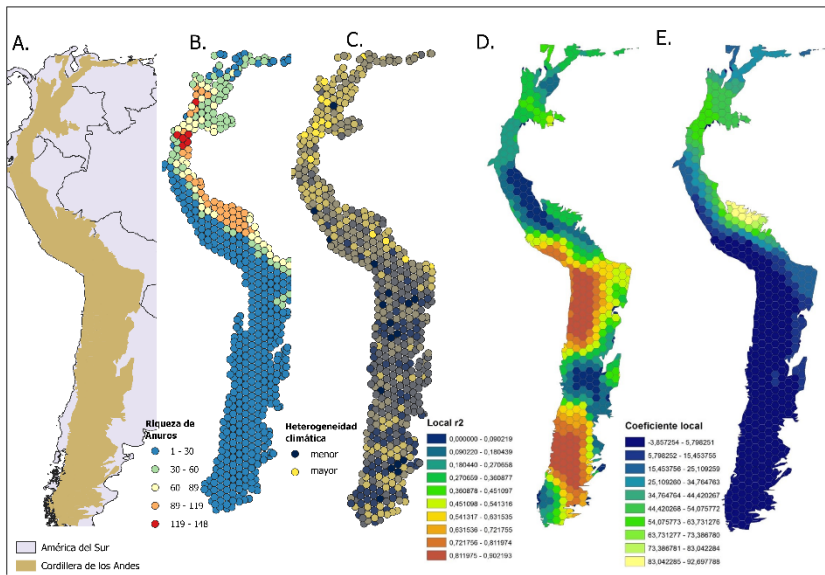
Después de evaluar si los datos de riqueza seguían una distribución normal por medio do teste de Shapiro-Wilk y verificar que no seguían una distribución normal, se utilizó una correlación no paramétrica de Spearman para verificar si existen los gradientes latitudinal y altitudinal en la riqueza de especies de Anura de la CA (Ortega *et al.*, 2009). Luego, para evaluar la influencia de variables ambientales en la riqueza de anuros (variable respuesta), primero se evaluó la presencia de colinealidad, entre las variables predictoras utilizando el análisis *Variance Inflation Factor* (VIF), que llevó a la exclusión de las variables temperatura máxima (VIF = 59,35) y humedad (VIF = 16,77), porque presentaron una fuerte colinealidad (VIF>3; Quinn; Keough, 2002). Posteriormente, se procedió a estandarizar las variables independientes, por medio de la estadística Z, que permitió que cada variable tenga un promedio igual a cero y una desviación estándar igual a uno. Seguidamente, se utilizó un modelo global estacionario a través del análisis *Generalized Least Square* (GLS) a través del programa SAM 4.0 (Ran-

gel; Diniz-Filho; Bini, 2010). Este análisis se utiliza cuando existe auto correlación espacial entre las variables independientes y en este trabajo el utilizar una malla para delimitar el área de estudio, carga de por sí, una auto correlación espacial, debido a la cercanía de cada hexágono (Diniz-Filho; Bini; Hawkins, 2003). Dentro de los modelos espaciales disponibles en el GLS a través del criterio de información de Akaike (AIC) se escogió el esférico como mejor modelo espacial, por su menor valor de AIC (=214.4) (Tabla 1). Finalmente, para saber si existen variaciones espaciales en la relación obtenida del modelo GLS entre heterogeneidad climática y riqueza de especies de anuros (Brunsdon *et al.*, 1996), se realizó una regresión ponderada geográficamente (GWR), por medio del programa SAM 4.0 (Rangel; Diniz-Filho; Bini, 2010). Los datos se presentan como promedio \pm desviación estándar (amplitud).

Resultados

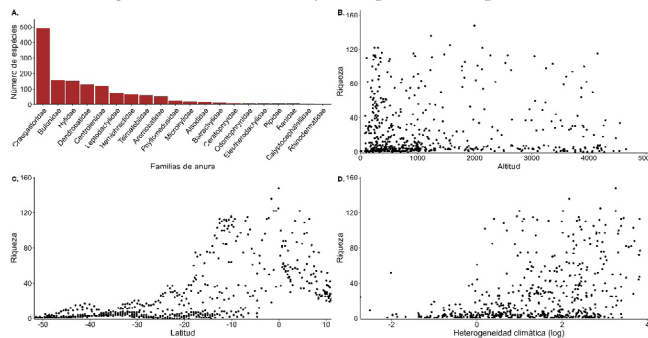
Fueron encontradas 1.401 especies de anfibios anuros distribuidas a lo largo de la Cordillera de los Andes (Figura 1.B). Ellas se encuentran distribuidas en veinte familias (Figura 2.A), dónde las más representativas fueron Craugastoridae, Bufonidae, Hylidae, Dendrobatidae y Centrolenidae. Con relación a la riqueza, se encontró una media de $25 \pm 32,61$ (0-148) especies por hexágono. Respecto a los gradientes de riqueza, no se observó una correlación entre la altitud y la riqueza de especies de Anura ($R = -0,05$; $P > 0,18$) (Figura 2.B), pero si se observó una fuerte correlación positiva entre la latitud y riqueza ($R = 0,70$; $P < 0,05$) (Figura 2.C).

Figura 1 – A) Ubicación de la CA en América del Sur. B) Riqueza de especies de anuros. C) Heterogeneidad climática. D) Regresión ponderada geográficamente entre riqueza de especies y heterogeneidad climática, el valor de r^2 muestra si la relación es fuerte o débil en cada hexágono. E) Indica si la relación expresada entre las variables expresadas en la figura D es positiva o negativa



Fuente: Los Autores (2017).

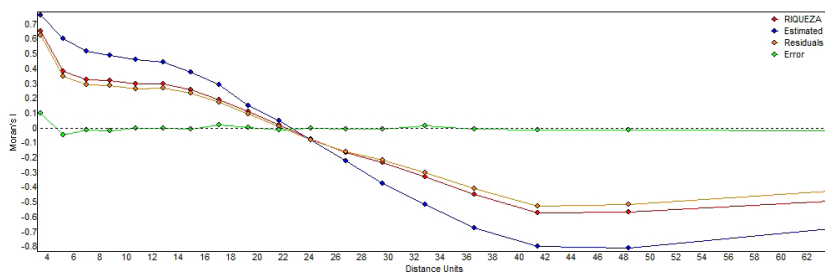
Figura 2 – A) Riqueza de especies de Anura por familia presente a lo largo de la Cordillera de los Andes. B) Relación entre la riqueza de especies de anuros y altitud. C) Relación entre riqueza de especies de anuros y latitud. D) Relación entre la heterogeneidad climática y la riqueza de especies de anuros



Fuente: Los Autores (2017).

El análisis de GLS demostró que el modelo que mejor explica la distribución de la riqueza de especies de anuros a lo largo de la CA fue el que contenía las variables ambientales y espaciales ($r=0.75$, $r^2=0.57$, $AIC=5002.71$), mostrando la existencia de una autocorrelación espacial en la riqueza de anuros (Figura 3). Entre las variables ambientales, la heterogeneidad climática fue la única variable asociada con la variación en la riqueza de especies de Anura a lo largo de la CA (Tabla 1), siendo que cuanto mayor es la heterogeneidad climática mayor es la riqueza de anuros (Figuras 1.B-C; Figura 2.D). Finalmente, el análisis de GWR permitió observar que a nivel local (i.e., en cada hexágono) la mayor fuerza de la relación ($0.81 \leq r^2 \leq 0,90$) entre riqueza y heterogeneidad climática se encuentra en lugares de baja riqueza. El GWR también mostró que lugares en dónde la riqueza de especies de Anura aumenta con el aumento de la heterogeneidad espacial, hay una menor fuerza de la relación ($0.18 \leq r^2 \leq 0,54$) (Figura 3.D-E).

Figura 3 – Correlograma espacial de la riqueza de especies de anuros del área de estudio



Fuente: Los Autores (2017).

Tabla 1 – Resultado del análisis de GLS mostrando el peso y la significancia estadística de cada variable ambiental asociada a la riqueza de especies de anura

VARIABLE	CO. OLS	CO. GLS	ERROR	T	P
Constante	25.56	24.11	5.38	4.84	<.001
Densidad de ríos	-0.16	-0.39	0.69	-0.56	0.576
Estacionalidad em temperatura	-15.03	-1.83	1.51	-1.21	0.228
Estacionalidad em precipitación	-4.15	-1.09	0.89	-1.23	0.22
Evapotranspiración	17.861	1.699	1.815	0.936	0.35
Heterogeneidad climática	7.023	2.652	1.056	2.512	0.012
Pendiente	-3.792	-1,045	0.902	-1.158	0.247
Precipitación anual	-0.743	-1.535	1,333	-1,152	0.25
Radiación solar	-3.934	0.067	1.14	0.058	0.953
Temperatura mínima	-10.096	-0.823	1.748	-0.471	0.638

Fuente: Los Autores (2017).

Discusión

Los resultados demostraron que la riqueza de especies de anuros a lo largo de la CA confirma la existencia del gradiente latitudinal, pero no del gradiente altitudinal. La correlación positiva entre la riqueza de especies de anuros y la latitud puede estar relacionada con los diversos factores que varían dependiendo de la latitud, sin embargo, entre las diferentes hipótesis probadas, sólo fue importante la hipótesis de la influencia de los factores climáticos (Pianka, 1966; Rohde, 1992). Por lo tanto, variaciones climáticas en las regiones meridionales y ecuatoriales imponen restricciones en la distribución espacial de los anuros, posiblemente porque son ectotérmicos, tienen piel permeable y dependen del agua para reproducirse (Siqueira; Rocha, 2013; Wells, 2007). Lo que concuerda con Janzen (1967), que dice que organismos que viven en temperaturas relativamente uniformes como las tropicales, tienen dificultad en cruzar áreas adyacentes con diferentes regímenes climáticos, pues, están más adaptados a franjas estrechas de temperatura y suministros constantes de agua. El gradiente latitudinal de riqueza de anuros en la CA corrobora con el patrón

global de riqueza de anfibios y de aves de América del Sur, en el que la riqueza de especies aumenta hacia latitudes menores (Buckley; Jetz, 2007; Rahbek; Graves, 2001). Por otra parte, la ausencia de un gradiente altitudinal en la riqueza de anuros, puede ser el resultado del poco esfuerzo de muestreo a lo largo de las diferentes franjas altitudinales de la CA (Angulo *et al.*, 2006). Pues, la existencia de dicho gradiente en la riqueza de anuros ya ha sido verificada en escalas menores dentro de los Andes, como en un conjunto de montañas de Colombia (Navas, 2006). Otro motivo que puede haber influenciado la no observación del patrón altitudinal, puede ser relacionado a las condiciones climáticas más extremas que son encontradas al Sur de los Andes, independientemente de la altitud. Por fin, el presente estudio corrobora una vez más la prevalencia del gradiente latitudinal en la distribución de la biodiversidad en una región con gran variación topográfica.

La variación espacial en la riqueza en CA se explicó mejor mediante el modelo que tuvo en cuenta factores tanto ambientales (*i.e.*, heterogeneidad climática) como espaciales. Esto puede deberse a la fuerte autocorrelación espacial en la riqueza de especies de anuros observada en la CA, que pudo ser ocasionada por diferentes factores, como la pendiente y factores climáticos que pueden limitar la dispersión de los anuros para regiones con climas distintos (Carvalho; Almeida, 2013; Janzen, 1967). Pero también puede ser causado por factores históricos, que permitieron a las familias que habitan lugares de mayor riqueza evolucionen y se adaptarse a los recursos y condiciones que caracterizan la CA (Dormann *et al.*, 2007; Navas, 2006). De esta manera, a lo largo de la CA, la riqueza de un área está fuertemente asociada con el área vecina, y los lugares más cercanos tienden a tener una riqueza más similar que los lugares más distantes. Este resultado refuerza la necesidad de incluir factores espaciales en los análisis ecológicos, especialmente a escalas espaciales más amplias, debido a la influencia del espacio en la distribución de la biodiversidad (Diniz-Filho; Bini; Hawkins, 2003), en este caso, la riqueza de especies.

La heterogeneidad climática fue el factor más fuertemente asociado con la riqueza de Anura en la CA. Como la heterogeneidad climática fue producto de la combinación de variables derivadas de temperatura y precipitación, puede inferirse que no es un solo factor el que influencia el gradiente latitudinal de riqueza de anuros, sino, una combinación de múltiples factores y sus propiedades emergentes que se refuerzan mutuamente (Brown; Lomolino, 2006). Para los anuros, los cambios de temperatura afectan directamente el metabolismo de los organismos al ser ectotérmicos, influyendo también en las tasas de evaporación de agua, el comportamiento, reproducción y el crecimiento y desarrollo de los renacuajos (Siqueira; Rocha, 2013; Wells, 2007). Junto con la temperatura, la precipitación también juega un papel importante porque influye en la disponibilidad de sitios utilizados para la reproducción e influye en el riesgo de desecación de huevos, renacuajos y adultos (Siqueira; Rocha, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2010; Wells, 2007). La influencia positiva del clima en la distribución de la riqueza ya ha sido demostrada observado en otros grupos, como aves y mamíferos carnívoros (H-Acevedo; Currie, 2003; Monjeau *et al.*, 2009), y incluso con anfibios en bosques nubosos montanos tropicales (Tobar-Suárez, 2022).

La mayor riqueza de especies anuros se encontró entre las latitudes 10° N y 18° S, principalmente hacia la región de la Floresta Amazónica, mientras que la menor riqueza se obtuvo en locales ubicados al Sur de la CA. El área de mayor riqueza de anuros encontrada coincide con el área de mayor precipitación anual a lo largo de la CA (Montgomery; Balco; Willett, 2001). Esto favorece la expansión de la distribución altitudinal de los anuros y el desarrollo de diferentes estrategias reproductivas terrestres y semiterrestres (Siqueira; Rocha, 2013; Vasconcelos *et al.*, 2010; Wells, 2007), favoreciendo la coexistencia de especies de anuros. Además de esto, los bajos requerimientos energéticos de los anuros posibilitan grandes poblaciones, incluso cuando los recursos se tornan limitados, lo que podría explicar la mayor riqueza de

especies en la región (Navas, 2006). Por otra parte, en las áreas de menor riqueza, que se caracterizan por ser más secas y frías, la menor diversidad de hábitats, el estrés térmico e hídrico y la variación estacional del clima que lleva a que organismos funcionalmente activos como los anuros, se vuelvan funcionalmente inactivos o se congelen en estaciones climáticas adversas, restringen las estrategias reproductivas y requieren adaptaciones morfológicas y comportamentales para sobrevivir, reduciendo así el número de especies de anuros que se pueden establecer (H-Acevedo; Currie, 2003; Navas, 2006).

Finalmente, fue observado que la relación entre riqueza de especies de anuros y heterogeneidad climática variaba localmente, sugiriendo que factores locales no contemplados en este estudio también influyen en la riqueza de especies de anuros. Autores como Rahbek y Graves (2001), por ejemplo, encontraron que la riqueza de especies de aves en América del Sur se asocia a las regiones montañosas húmedas de latitudes ecuatoriales, lo que reflejó la influencia de factores locales relacionados a la orografía y el clima sobre la generación y el mantenimiento del *pool* regional de especies de aves. Por lo estudios que permitan desvendar cuales son los factores locales que determinan la riqueza de especies de Anura, son interesante y complementarios del presente estudio.

Conclusión

En la presente investigación se verificó la existencia del gradiente latitudinal, pero no del altitudinal, en la riqueza de especies de anuros de la Cordillera de los Andes, influenciado principalmente por factores climáticos, coincidiendo con las restricciones ambientales de estos organismos. Obtener información sobre los procesos ecológicos y evolutivos que pueden influir en la biodiversidad es crucial para ayudar a prever cambios futuros en respuesta a presiones ambientales. Dado el actual escenario de cambio climático, algunas especies que se

encuentran en la CA pueden enfrentar la extinción si no pueden ajustar su fisiología o dispersarse a otras regiones. En este escenario, recomendamos que futuros estudios evalúen cómo las proyecciones climáticas futuras pueden influir en las especies de anfibios que habitan la Cordillera de los Andes.

REFERENCIAS

ANGULO, A. *et al.* **Técnicas de inventario y monitoreo para los anfibios de la región tropical andina**. 2. ed. Bogotá: Panamericana Formas e Impresos, 2006. 245 p.

BROUILLETE, B.; VALENTÍ, V. **Geografía de América Latina**. Barcelona: Editorial de la Unesco, 1975. 127 p.

BROWN, J. H.; LOMOLINO, M. V. **Biogeografía**. 2. ed. Ribeirão Preto: Funpec, 2006. 432 p.

BRUNSDON, C.; FOTHERINGHAM, S. A.; CHARLTON, M. E. Geographically weighted regression: a method for exploring spatial nonstationarity. **Geographical Analysis**, v. 28, n. 4, p. 281-298, 1996. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1996.tb00936.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BUCKLEY, L. B.; JETZ, W. Environmental and historical constraints on global patterns of amphibian richness. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 274, n. 1614, p. 1167–1173, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1538-4632.1996.tb00936.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CARVALHO, C. J. B.; ALMEIDA, E. **Biogeografia da América do Sul**: padrões e processos. São Paulo: Rocca, 2013. 308 p.

CORTEZ-FERNANDEZ, C. Variación altitudinal de la riqueza y abundancia relativa de los anuros del Parque Nacional y Área Natural de manejo integrado Cotapata. **Ecología en Bolivia**, v. 41, n. 1, p. 46–64, 2006. Disponível em: <http://www.scielo.org.bo/pdf/reb/v41n1/v41n1a04.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CURRIE, D. J. Energy and large-scale patterns of animal and plant species richness. **The American Naturalist**, v. 137, n. 1, p. 27–49, 1991. Acesso em: <http://www.jstor.org/stable/2462155>. Acesso em: 01 dez. 2025.

DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M.; HAWKINS, B. Spatial autocorrelation and red herrings in geographical ecology. **Global Ecology e Biogeography**,. 12, p. 53–64, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00322.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

DORMANN, C. F. *et al.* Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. **Ecography**, v. 30, n. 5, p. 609–628, 2007. <https://doi.org/10.1111/j.2007.0906-7590.05171.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

ESRI. **ArcGis 10.4**. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, Inc., 2016. 500 p.

FICK, S. E.; HIJMANS, R. J. WorldClim 2: new 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. **International Journal of Climatology**, v. 37, n. 12, p. 4302–4315, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1002/joc.5086>. Acesso em: 01 dez. 2025.

GASTON, K. J. Global patterns in biodiversity. **Nature**, v. 405, n. 6783, p. 220–227, 2000. DOI: <https://doi.org/10.1038/35012228>. Acesso em: 01 dez. 2025.

GILLMAN, L. N. *et al.* Latitude, productivity and species richness. **Global Ecology and Biogeography**, v. 24, n. 1, p. 107–117, 2015. DOI: <https://doi.org/10.1111/geb.12245>. Acesso em: 01 dez. 2025.

H-ACEVEDO, D.; CURRIE, D. J. Does climate determine broad-scale patterns of species richness? a test of the causal link by natural experiment. **Global Ecology and Biogeography**, v. 12, n. 6, p. 461–473, 2003. DOI: <https://doi.org/10.1046/j.1466-822X.2003.00058.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

HIJMANS, R. Computer tools for spatial analysis of plant genetic resources data. **DIVA-GIS**. 2017. Disponível em: https://diva-gis.org/docs/pgr127_15-19.pdf. Acesso em: 31 jul. 2017.

IUCN. **The IUCN red list of threatened species**. 2017. Disponível em: <http://www.iucnredlist.org>. Acesso em: 30 jun. 2017.

JANZEN, D. H. Why mountain passes are higher in the tropics. **The American Naturalist**, v. 101, n. 919, p. 233–249, 1967. Disponível em: <https://www.jstor.org/stable/2458977>. Acesso em: 01 dez. 2025.

KRITICOS, D. J. *et al.* CliMond: global high-resolution historical and future scenario climate surfaces for bioclimatic modelling. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 3, n. 1, p. 53–64, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00134.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MONJEAU, J. A. *et al.* Patrones latitudinales de distribución de la riqueza específica en carnívoros sudamericanos. **Mastozoologia Neotropical**, v. 16, n. 1, p. 95–108, 2009. Disponível em: https://www.scielo.org.ar/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0327-93832009000100009. Acesso em: 01 dez. 2025.

MONTGOMERY, D. R.; BALCO, G.; WILLETT, S. D. Climate, tectonics, and the morphology of the Andes. **Geology**, v. 29, n. 7, p. 579–582, 2001. DOI: [https://doi.org/10.1130/0091-7613\(2001\)029<0579:CTATMO>2.0.CO;2](https://doi.org/10.1130/0091-7613(2001)029<0579:CTATMO>2.0.CO;2). Acesso em: 01 dez. 2025.

NANIWADEKAR, R.; VASUDEVAN, K. Patterns in diversity of anurans along an elevational gradient in the Western Ghats, South India. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 5, p. 842–853, 2007. DOI:10.1111/j.1365-2699.2006.01648.x. Acesso em: 01 dez. 2025.

NAVAS, C. A. Patterns of distribution of anurans in high Andean tropical elevations: insights from integrating biogeography and evolutionary physiology. **Integrative and Comparative Biology**, v. 46, n. 1, p. 82–91, 2006. DOI: <https://doi.org/10.1093/icb/icj001>. Acesso em: 01 dez. 2025.

NOAA. **National oceanic and atmospheric administration**. 2017. Disponível em: <http://www.noaa.gov/>. Acesso em: 7 ago. 2017.

ORTEGA, R. M. M. *et al.* El coeficiente de correlación de los rangos de Spearman caracterización. **Revista Habanera de Ciencias Medicas**, v. 8, n. 2, p. 1–20, 2009. Disponível em: http://scielo.sld.cu/scielo.php?script=sci_abstract&pid=S1729-519X2009000200017. Acesso em: 01 dez. 2025.

PEEL, M. C.; FINLAYSON, B. L.; MCMAHON, T. A. Updated world map of the Köppen-Geiger climate classification. **Hydrology and Earth System Sciences**, v. 11, n. 5, p. 1633-1644, 2007. DOI: <https://doi.org/10.5194/hess-11-1633-2007>. Acesso em: 01 dez. 2025.

PIANKA, E. R. Latitudinal Gradients in Species Diversity: a Review of Concepts. **The American Naturalist**, v. 100, n. 910, p. 33-46, 1966. DOI: <https://doi.org/10.1086/282398>. Acesso em: 01 dez. 2025.

QUINN, G. P.; KEOUGH, M. J. **Experimental design and data analysis for biologists**. Cambridge: Cambridge University Press, 2002.

RAHBEK, C. The elevational gradient of species richness: a uniform pattern? **Ecography**, v. 18, n. 2, p. 200–205, 1995. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1995.tb00341.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

RAHBEEK, C.; GRAVES, G. R. Multiscale assessment of patterns of avian species richness. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**, v. 98, n. 8, p. 4534–4539, 2001. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.07103489>. Acesso em: 01 dez. 2025.

RANGEL, T. F.; DINIZ-FILHO, J. A. F.; BINI, L. M. SAM: a comprehensive application for Spatial Analysis in Macroecology. **Ecography**, v. 33, n. 1, p. 46–50, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.06299.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

ROHDE, K. Latitudinal Gradients in Species Diversity: the Search for the Primary Cause. **Oikos**, v. 65, n. 3, p. 514–527, 1992. DOI: <https://doi.org/10.2307/3545569>. Acesso em: 01 dez. 2025.

ŠÍMOVÁ, I.; STORCH, D. The enigma of terrestrial primary productivity: measurements, models, scales and the diversity–productivity relationship. **Ecography**, v. 40, n. 2, p. 239–252, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1111/ecog.02482>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SIQUEIRA, C. C.; ROCHA, C. F. D. Gradientes altitudinais: Conceitos e implicações sobre a biologia, a distribuição e a conservação dos anfíbios anuros. **Oecologia Australis**, v. 17, n. 2, p. 92–112, 2013. DOI: [10.4257/oeco.2013.1702.09](https://doi.org/10.4257/oeco.2013.1702.09). Acesso em: 01 dez. 2025.

STEIN, A.; GERSTNER, K.; KREFT, H. Environmental heterogeneity as a universal driver of species richness across taxa, biomes and spatial scales. **Ecology Letters**, v. 17, n. 7, p. 866–880, 2014. DOI: <https://doi.org/10.1111/ele.12277>. Acesso em: 01 dez. 2025.

TOBAR-SUÁREZ, C. *et al.* Amphibian species richness and endemism in tropical montane cloud forests across the Neotropics. **Biodiversity and Conservation**, v. 31, p. 295-313, 2022. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10531-021-02335-z>. Acesso em: 01 dez. 2025.

VASCONCELOS, T. D. S. *et al.* Climatic variables and altitude as predictors of anuran species richness and number of reproductive modes in Brazil. **Journal of Tropical Ecology**, v. 26, n. 4, p. 423–432, 2010. DOI: <http://dx.doi.org/10.1017/S0266467410000167>. Acesso em: 01 dez. 2025.

WELLS, K. D. **The Ecology and Behavior of Amphibians**. London: The University of Chicago Press, 2007. 1040 p.

ZOMER, R. J. *et al.* **Trees and Water**: smallholder agroforestry on irrigated lands in northern India IWMI report. Colombo, Sri Lanka: IWMI, 2007. 43 p. Disponível em: <http://www.cgiar-csi.org>. Acesso em: 1 ago. 2017.

ROTAS DE CONECTIVIDADE ENTRE ÁREAS PROTEGIDAS DA COLÔMBIA PARA A CONSERVAÇÃO DA BIODIVERSIDADE*

Paola Andrea Diaz Lopez e

Peter Löwenberg Neto

A conectividade ecológica surge como uma metodologia propícia contra as fragmentações nos habitats. A conectividade permite que os organismos, ou grupos funcionais de espécies com requerimentos ecológicos semelhantes e capacidade de dispersão similar, se desloquem entre fragmentos que possuem recursos, gerando um fluxo de matéria e energia entre diversos ecossistemas, habitats ou comunidades que se conectam como uma unidade denominada metapopulação (Agudelo, 2020).

Existem dois tipos de conectividade: a conectividade funcional, que considera a interação entre a paisagem e os organismos presentes nela, o que também vai depender da capacidade de dispersão do organismo e sua habilidade de usar a matriz e o habitat. Por outro lado, está a conectividade estrutural, que considera a permeabilidade dos habitats, levando em conta somente os aspectos físicos da paisagem que são importantes para a mobilidade dos organismos.

A fragmentação de habitat é o processo no qual uma grande área contínua de habitat é reduzida e dividida em dois ou mais fragmentos (Primack *et al.*, 2001). Do mesmo modo, a fragmentação não só reduz a quantidade total de habitat disponível, mas

* Este capítulo está baseado no TCC de mesmo título, apresentado por Paola Andrea Díaz López, em 2023, sob orientação de Peter Löwenberg Neto.

também isola os habitats remanescentes. Pode-se considerar que esses fragmentos atuam como “ilhas”, tendo um efeito de borda que leva a perda na paisagem e que separa um habitat do outro que está próximo (Crooks; Sanjayan, 2010; Périco *et al.*, 2005). De fato, a fragmentação traz consequências negativas como interrupção de processos ecológicos, impedimento no movimento de organismos e isolamento de populações, efeito de borda, desertificação, erosão do solo, aumento de habitats vulneráveis, extinção de espécies, entre outros (Crooks; Sanjayan, 2010; Pereira; Neves; Figueiredo, 2007).

Um dos cinco países com maior diversidade biológica a nível mundial é a Colômbia, a qual está comprometida com a proteção de suas APs (Áreas Protegidas) através do Sistema Nacional de Áreas Protegidas (SINAP) para contribuir como um todo ao alcance dos objetivos de conservação do país. Dentre esses objetivos podem se destacar a preservação, restauração e conservação dos ecossistemas naturais e sua produtividade, populações e habitats, coberturas vegetais, áreas e espaços naturais que contenham espécies silvestres ou grupos étnicos (Colômbia, 2010).

A Colômbia tem experimentado um extenso desmatamento e fragmentação de habitat nas últimas décadas, principalmente pela expansão agrícola, desenvolvimento de infraestrutura linear e cultivo ilegal, sem contar que são atividades com uma tendência à aceleração; entre alguns dos resultados mais relevantes desse extenso desmatamento está a deterioração da conexão entre alguns biomas, deixando poucas regiões dentro do país que mantêm e conectam o fluxo genético em larga escala e o intercâmbio de biodiversidade. Além disso, a nível mundial projeta-se que a mudança climática tornará algumas APs inabitáveis para muitas espécies que nelas se encontram, forçando que se mudem para novos locais. Na ausência de conectividade nas APs, a individualidade das áreas pode se transformar em armadilhas climáticas sob o aquecimento, dificultando alcançar os objetivos de conservação de longo prazo. Em vista disso,

a conectividade das APs, está no foco das preocupações da conservação da biodiversidade (Agudelo, 2020; Clerici *et al.*, 2019; Rusinque Quintero *et al.*, 2022; Saura *et al.*, 2017).

O presente estudo teve por objetivo realizar uma proposta de potenciais rotas de conectividade para promover a conservação da biodiversidade entre áreas protegidas terrestres da Colômbia. Para tanto, foram identificados os elementos dentro da classificação do uso e ocupação da terra da Colômbia que representam maior dificuldade para a conectividade. Foi possível, assim, elaborar um mapa com proposta de conectividade que indique as rotas de menor custo para conectar as áreas protegidas da Colômbia.

Superfície de custo

A superfície de custo estabelece a dificuldade para realizar a conexão entre as APs. Ela determina a resistência ambiental para a mobilidade das espécies de animais e plantas. Ela foi obtida a partir da reclassificação da camada de uso e ocupação da terra da Colômbia com 47 categorias de classificação (Ideam, 2010). Para cada categoria de uso do território foram atribuídos os valores de custo, de acordo com a resistência a mobilidade de cada categoria, em um intervalo de um a dez (Rusinque Quintero *et al.*, 2022), conforme Tabela 1.

Tabela 1 – Custos atribuídos para as categorias de uso e ocupação da terra na Colômbia

Custo	Categoria de uso e ocupação da terra
1	Floresta densa; arbustivo; prados; galeria e mata ciliar.
2	Turfeiras.
3	Pastagens com pouco manejo.
4	Vegetação secundária ou de transição; floresta aberta.
5	Áreas pantanosas; combinado de pastagens com espaços naturais.
6	Cultivos com espaços naturais; vegetação aquática em corpos d'água.
7	Cultivos, pastagens e espaços naturais; áreas verdes urbanas.
8	Combinado de pastagens e cultivos; pastagens limpas; lagoas, lagos e pântanos naturais; rios; pastagens.
9	Areias naturais; ambiente urbano descontínuo; instalações recreativas.
10	Floresta fragmentada; ambiente urbano contínuo; áreas de extração mineral; afloramentos rochosos; terras nuas e degradadas; áreas queimadas; canais; corpos de água artificiais.

Fonte: Os Autores (2023).

Busca por rotas de conectividade

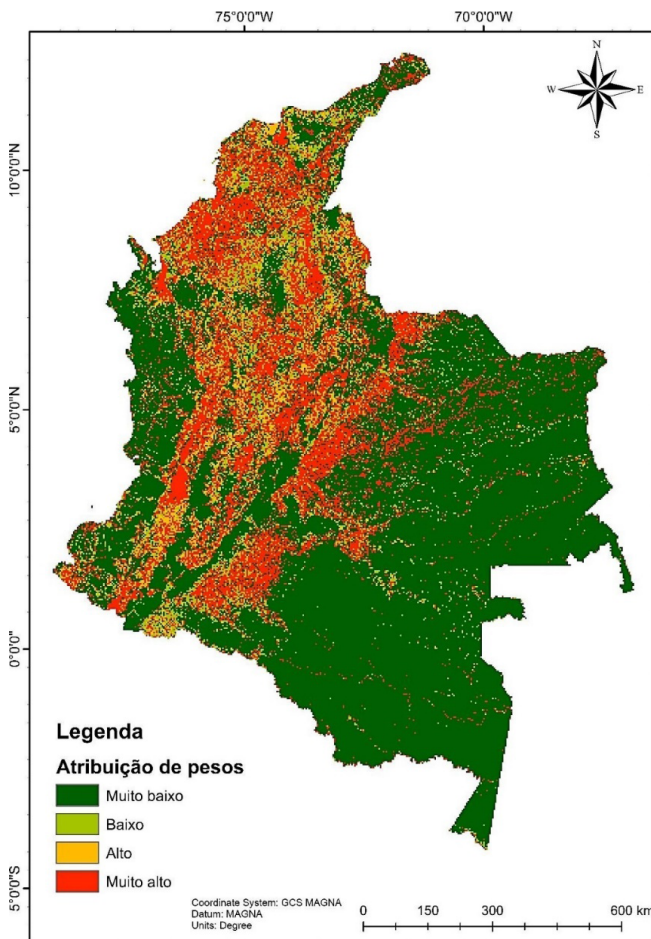
A superfície de custo foi utilizada como espaço geográfico para a busca de rotas de conectividade entre as áreas protegidas (APs) da Colômbia. Uma camada vetorial com os polígonos das áreas protegidas foi obtida do Registro Único Nacional de Áreas Protegidas.¹ Inicialmente se obteve um mapa para o reconhecimento da totalidade das conexões. Em seguida, obteve-se o mapa das conectividades de menor custo, ou seja, corredores ligando áreas protegidas passando por *pixels* de menor resistência. As rotas de conectividade foram obtidas pela ferramenta “*Cost connectivity*” da extensão *Spatial Analyst* do programa ArcGIS (Esri, 2020).

¹ Disponível em: <https://runap.parquesnacionales.gov.co/cifras>. Acesso em: 01 dez. 2025.

Resultados

Na superfície de custos o valor 1 foi o que teve a maior frequência de *pixels* e com maior extensão no território (Figura 1). Os *pixels* de custo 8 coincidiram com a localização de um grande número de APs.

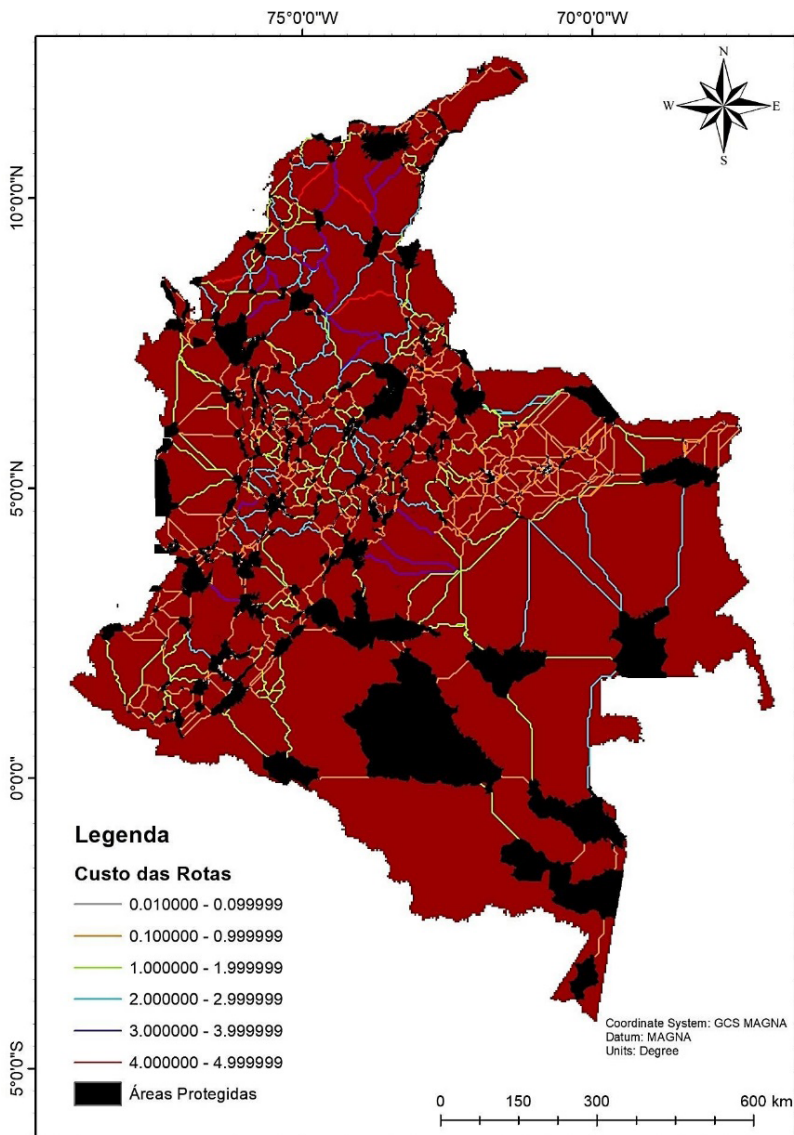
Figura 1 – Mapa da superfície de custos conforme o uso e a ocupação do território da Colômbia (Tabela 2). Classes de custos: muito baixo = 1, 2 ou 3; baixo = 4 ou 5; alto = 6 ou 7; muito alto = 8, 9 ou 10



Fonte: Os Autores (2023).

No mapa da totalidade de conexões (Figura 2) foram obtidas 1.014 rotas, sendo maior o número de rotas que funcionam como alternativas de conexão. Observou-se maior número de classes quanto ao custo na formação das rotas e maior frequência de valores de baixo custo (Tabela 3). O mapa mostrou que as conexões de menor custo geralmente ocorrem entre APs próximas, que a conectividade de custo médio, em geral ocorre entre APs não tão afastadas, podendo passar por custos altos, e que as conexões ocorrem entre APs afastadas, tentando passar pelos pixels que possuem menor custo. Observou-se que as APs com o maior número de rotas foram o Parque Nacional Natural (PNN) Chingaza, Distrito Regional de Manejo Integrado (DRMI) Serrania de Los Yariquies e PNN Las Herosas – Gloria Valencia de Castaño Andes, DRMI San Miguel, o Parque Nacional Regional (PNR) Cerro La Judia e a Reserva Florestal Protetora Regional (RFPR) Playas. Todas as APs localizadas na região dos Andes e o PNN Sierra Nevada de Santa Marta localizado na região do Caribe.

Figura 2 – Mapa da totalidade de conexões entre as áreas protegidas da Colômbia



Fonte: Os Autores (2023).

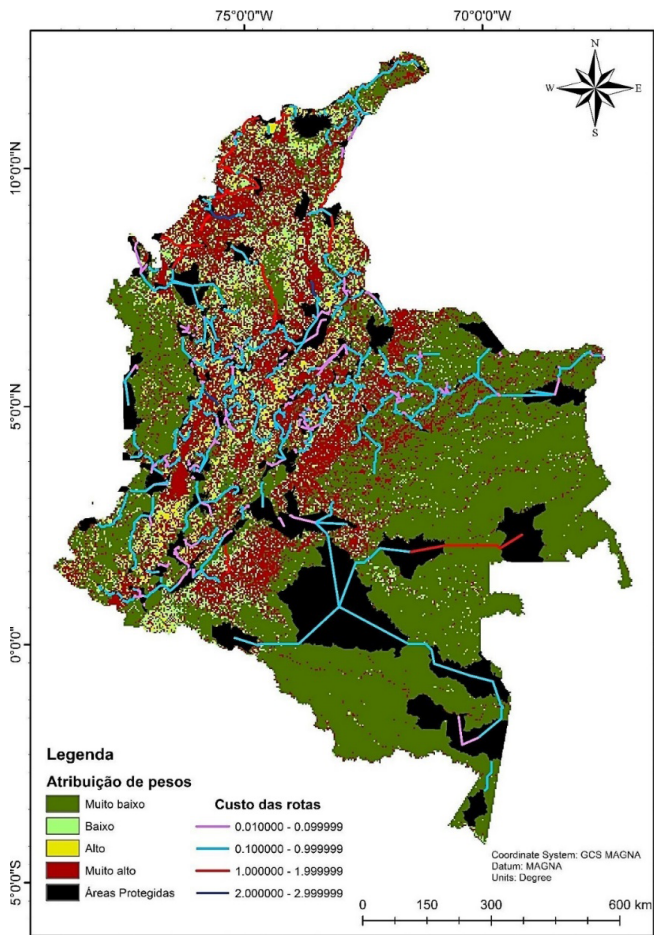
Tabela 2 – Custo acumulado da totalidade de conexões e das conexões prioritárias (de menor custo) entre as áreas protegidas da Colômbia, conforme figuras 2 e 3

Custo acumulado	Conexões	Conexões menor custo
0,01 - 0,09	182	134
0,1 - 0,9	595	278
1 - 1,99	157	18
2 - 2,99	60	3
3 - 3,99	16	-
4 - 4,99	4	-

Fonte: Os Autores (2023).

A análise de conectividade de menor custo retornou o total de 433 rotas prioritárias (Tabela 2, Figura 3). As APs com maiores rotas de conectividade foram Reserva Natural (RN) Puinawai na Amazonia, Reserva Nacional da Sociedade Civil (RNSC) Campoflorido e RNSC Las Brisas na Orinoquia. Observou-se que as APs com o maior número de rotas nelas são PNN Sierra Nevada de Santa Marta, RFPN Serrania de Coraza y Montes de Maria, PNN Paramillo no Caribe; Reserva Florestal Protetora Nacional (RFPN) Rio Anchicaya e RNSC El Milagro no Pacífico; PNR Santurbán Arboledas, DRMI Macizo El Tablazo, PNN Las Herosas – Gloria Valencia de Castaño, DRMI Cuchilla Del San Juan, DRMI Cuenca Alta del Rios Quindio de Salento, DRMI Serrania de los Yariguies, PNR Guacharos Puracé, PNN Chingaza, PNN El Cocuy e PNN Sumapaz nos Andes; RNSC Charanga y Buenavista, RNSC Estero Matemarrano e PNN El Tuparro na Orinoquia.

Figura 3 – Mapa de conectividade com as rotas de menor custo



Fonte: Os Autores (2023).

Discussão

O uso e a ocupação da terra, de acordo com o IDEAM (2012), descrevem os elementos encontrados sobre a terra, podendo ser: tipos de vegetação, superfícies terrestres (como afloramentos rochosos) ou elementos antrópicos. Essa cobertura em sua maioria

sofre processos de mudanças devido a fatores relacionados principalmente à antropização, que incluem o aumento da população, indústria e agricultura que, por consequência, leva ao aumento da fragmentação dos ecossistemas, causando alterações nas diferentes dinâmicas que acontecem ali, ocasionando perda da biodiversidade (Leija; Mendoza, 2021).

O mapa de uso e ocupação do território ponderado pelos custos (Figura 1) mostrou uma concentração de altos valores nas cordilheiras dos Andes e na região Caribe. De acordo com Ramirez e Orrego (2015), estas áreas coincidem com regiões influenciadas pelo aumento na migração rural para o urbano, construção de vias, maior demanda de madeira, entre outros. Por outro lado, no período entre 1997 e 2012, ocorreu expansão da cobertura florestal devido ao abandono de terras agrícolas em outras regiões (Ramirez; Orrego, 2015). Houve uma sobreposição entre áreas de conflito e áreas de alto valor biológico, o que incluiu algumas das APs, dificultando o acesso e promovendo a conservação de muitos territórios (Morales, 2017). A maioria das áreas localizadas de custo baixo, principalmente na área da Amazônia, (Figura 6) correspondem a zonas de alto conflito.

Com base nos custos atribuídos, o mapa da totalidade de conexões (Figura 2) apresentou algumas áreas de desconexão ou conexão muito custosas. Dentre estes espaços se encontram as regiões da Amazonia e a Orinoquia. As conexões mais custosas nesses territórios se localizam em uma zona de transição entre o sistema montanhoso e a selva úmida tropical, o que constitui características representativas ao ecossistema. Por essa mesma razão, têm passado por dinâmicas extrativistas, pecuárias, agrícolas, plantações ilícitas de coca, pressões antrópicas, desmatamento, entre outras atividades (Rusique Quintero *et al.*, 2022).

Como pode ser observado no mapa de conexões prioritárias (Figura 3), as APs localizadas na região Caribe apresentam um significativo afastamento das APs com as quais poderiam fazer uma conexão, devido ao alto custo de movimentação que se identifica

na área. Os ecossistemas dessa região, mesmo tendo uma ampla oferta ambiental, são uns dos mais afetados pelas transformações da terra. Além disso, por conta dessas alterações, a região se vê ainda mais afetada pelos impactos dos fenômenos naturais (Gómez, 2013).

Igualmente em outras regiões, como no Pacífico que, como mencionam Salamanca e Peñaranda (2013), é a segunda maior reserva de recursos naturais na Colômbia, também passam por dificuldades relacionadas a alterações nos ecossistemas por causa da alta densidade populacional. As situações mencionadas anteriormente, acontecem nas regiões restantes do país: 100.000 hectares da floresta da zona de transição entre os Andes, a Amazonia e a Orinoquia foram degradadas até 2020 (Instituto Humboldt, 2020). Isso, em parte, causa a resistência da conectividade entre essas regiões (Figura 3).

O tamanho da área pode influenciar na efetividade da conectividade. Em geral na Colômbia os PNN e DRMI são as APs de maior tamanho, mas estão em menor número. De acordo com Hilty *et al.*, (2021), muitas vezes as APs grandes não têm a capacidade satisfatória para manter as espécies, porém, com as alterações ambientais não foi possível consolidar áreas suficientemente grandes.

Na Colômbia, segundo dados do Instituto Humboldt (Suárez-Castro *et al.*, 2020) para atingir a meta de 30% de área protegida no país é necessário acrescentar a conectividade estrutural, para isso, é fundamental ter em conta não só as APs, mas também as chamadas Outras Medidas Efetivas de Conservação (OMEC) baseadas na área. As conexões estruturais primárias podem ser indicadas como áreas de interesse, pois podem manter ao longo prazo o fluxo da biodiversidade e servem como solução para propostas de planejamento territorial e aumento da área de algumas APs (Puebla *et al.*, 2020).

REFERÊNCIAS

AGUDELO VALENCIA, M. **La importancia de la conectividad ecológica entre los humedales de Bogotá, Distrito Capital**. 2020. 9 f. Artigo de investigação (especialização) — Universidad Militar Nueva Granada, Bogotá, 2020. Disponível em: <https://repository.umng.edu.co/server/api/core/bitstreams/a960e4d3-c633-4215-9a76-e87f0769d249/content>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CLERICI, N. *et al.* Peace in Colombia is a critical moment for neotropical connectivity and conservation: Save the northern Andes–Amazon biodiversity bridge. **Conservation Letters**, v. 12, n. 1, 2019. DOI: <https://doi.org/10.1111/conl.12594>. Acesso em: 01 dez. 2025.

COLÔMBIA. **Decreto n. 2372 de 2010**. Por el cual se reglamentan normas orgánicas de presupuesto y del plan nacional de desarrollo. Bogotá: [s.n.], 2010. Disponível em: <https://www.funcionpublica.gov.co/eva/gestornormativo/norma.php?i=39961>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CROOKS, K. R.; SANJAYAN, M. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. *In*: CROOKS, K.; SANJAYAN, M. (ed.). **Connectivity conservation**. Cambridge: Cambridge University Press, 2010. p. 1–20.

ESRI. **ArcGIS Desktop**: Release 10. Redlands, CA: Environmental Systems Research Institute, 2020. 500 p.

GÓMEZ, M. R. Perfil ambiental de la región Caribe Colombiana. **Economía y Región**, v. 7, n. 2, p. 193-220, 2013. Disponível em: <https://revistas.utb.edu.co/economiaeyregion/article/view/56>. Acesso em: 01 dez. 2025.

HILTY, J. *et al.* **Lineamientos para la conservación de la conectividad a través de redes y corredores ecológicos.** Gland: UICN, 2021. 75 p. Disponível em: <https://portals.iucn.org/library/sites/library/files/documents/PAG-030-Es.pdf>. Acesso em: 01 dez. 2025.

IDEAM. **Coberturas de la tierra.** Bogotá: IDEAM, 2012. Disponível em: <http://www.ideam.gov.co/web/ecosistemas/coberturas-tierra>. Acesso em: 18 maio 2023.

IDEAM. **Leyenda nacional de coberturas de la tierra:** metodología CORINE Land Cover adaptada para Colombia, escala 1:100.000. Bogotá: Instituto de Hidrología, Meteorología y Estudios Ambientales. 2010. 73 p. Disponível em: https://www.corpocesar.gov.co/files/Ref_UnicoyPersistente/Corine_Land_Cover.pdf. Acesso em: 01 dez. 2025.

INSTITUTO HUMBOLDT. **Deforestación pone en riesgo conectividad ecológica del piedemonte amazónico, una de las regiones más biodiversas del planeta.** Bogotá: Instituto Humboldt, 2020. Disponível em: <http://www.humboldt.org.co/es/boletines-y-comunicados/item/1549-deforestacion-pone-en-riesgo-conectividad-ecologica-del-piedemonte-amazonico-una-de-las-regiones-mas-biodiversas-del-planeta>. Acesso em: 25 maio 2023.

LEIJA, E.; MENDOZA, M. Estudios de conectividad del paisaje en América Latina: retos de investigación. **Madera y Bosques**, v. 27, p. e1474-e1474, 2021. DOI: <https://doi.org/10.21829/myb.2021.2712032>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MORALES, L. **La paz y la protección ambiental en Colombia:** propuestas para un desarrollo rural sostenible. Washington D. C.: Dialogo Interamericano, 2017. p. 36. Disponível em: https://www.thedialogue.org/wp-content/uploads/2017/01/Envt-Colombia-Esp_Web-Res_Final-for-web.pdf. Acesso em: 01 dez. 2025.

PEREIRA, M.; NEVES, N.; FIGUEIREDO, D. Considerações sobre a fragmentação territorial e as redes de corredores ecológicos. **Geografia (Universidade Estadual de Londrina)**, Londrina, v. 16, n. 2, p. 5–24, 2007. DOI: <https://doi.org/10.5433/2447-1747.2007v16n2p5>. Acesso em: 01 dez. 2025.

PÉRICO, E. *et al.* Efeitos da fragmentação de habitats sobre comunidades animais: utilização de sistemas de informação geográfica e de métricas de paisagem para seleção de áreas adequadas a testes. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 12., 2005, Goiânia. **Anais [...]**. São José dos Campos: INPE, 2005. p. 1655–1662.

PRIMACK, R. *et al.* **Fundamentos de conservación biológica: perspectivas latinoamericanas**. 1. ed. México D.F.: Fondo de Cultura Económica, 2001. 496 p.

PUEBLA, A. R.; RODRÍGUEZ CUETO, Y.; ÁLVAREZ-AMARGOS, P. M. Propuesta de rutas de conectividade para la conservación de la biodiversidade em Sierra Maestra, Cuba. **Revista de Ciencias Ambientales**, v. 54, n. 2, p. 51–67, 2020. DOI: <https://doi.org/10.15359/rca.54-2.3>. Acesso em: 01 dez. 2025.

RAMIREZ, C.; ORREGO, S. Trayectorias de cambios en coberturas terrestres en una cuenca de los Andes colombianos: río grande, 1986-20121. **Journal of Engineering and Technology**, [S.l.], v. 4, p. 32–49, 2015.

RUSINQUE QUINTERO, L. L. *et al.* Conectividad entre los Andes y la Amazonia, un análisis de la configuración del paisaje del departamento de Caquetá, Colombia. **Perspectiva Geográfica**, v. 27, n. 1, p. 86–105, 2022. DOI: <https://doi.org/10.19053/01233769.12944>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SALAMANCA, E. J. P.; PEÑARANDA, M. L. P. La biodiversidad como estrategia para el desarrollo sustentable en el pacífico colombiano: algunos enfoques para su gestión. **Ambiente y Sostenibilidad**, v. 3, n. 1, p. 37–43, 2013. DOI: <https://doi.org/10.25100/ay.s.v3i1.4322>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SAURA, S. *et al.* Protected areas in the world's ecoregions: How well connected are they? **Ecological Indicators**, v. 76, p. 144–158, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2016.12.047>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SEOANE, C. E. S. *et al.* Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, Colombo, v. 30, n. 63, p. 216, 2010. DOI: <https://doi.org/10.4336/2010.pfb.30.63.207>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SUÁREZ-CASTRO, A. F. *et al.* **Áreas complementarias como grandes conectores de la biodiversidad**. 2020. Disponível em: <http://reporte.humboldt.org.co/biodiversidad/2021/cap3/302/#seccion2>. Acesso em: 31 maio 2023.

HISTÓRIA DAS ARBOVIROSES URBANAS TRANSMITIDAS POR *Aedes aegypti* (LINNAEUS) NO PARANÁ BASEADO NOS REGISTROS ENCONTRADOS NOS BOLETINS EPIDEMIOLÓGICOS DA SESA PARANÁ*

Keryny Dorcimil e

Elaine Della Giustina Soares

Inúmeras patologias, como as viroses, protozooses e helmintoses são disseminadas aos seres humanos por vetores, provocando mortes em todo o mundo. O *Aedes aegypti* (Linnaeus, 1762) (Diptera, Culicidae) destaca-se entre os vetores, sendo responsável pela transmissão da febre amarela, dengue, chikungunya e zika (Consoli; Oliveira, 1994). O *A. aegypti* é um mosquito pequeno e de cor escura que pode ser reconhecido pelas marcas brancas bem visíveis nas pernas e pelo desenho em forma de lira no tórax. Na família, os machos são exclusivamente fitófagos e as fêmeas são também hematófagas e precisam de fontes animais para obter sangue rico em nutrientes que são essenciais para a maturação de seus ovos. Ao picar um hospedeiro infectado, a fêmea contrai o agente etiológico e pode transmitir a doença para outro indivíduo saudável. As fêmeas de *A. aegypti* podem colocar de 150 a 200 ovos em cada postura e tem preferência para águas limpas, paradas ou com pouco movimento acumuladas em recipientes artificiais,

* Este capítulo está baseado no TCC “História das arboviroses urbanas transmitidas por *Aedes aegypti* (Linnaeus) no Paraná baseado nos registros encontrados nos boletins epidemiológicos da SESA Paraná”, apresentado por Keryny Dorcimil, em 2022, sob orientação de Elaine Della Giustina Soares.

onde os ovos são colocados na superfície, logo acima da água, e podem resistir à dessecação por mais de um ano. A eclosão é favorecida por muitos fatores, sendo o principal deles, a imersão em água (Forattini, 2002).

Os mosquitos *A. aegypti* saíram da África para colonizar o resto do mundo durante o século XV devido ao intercâmbio internacional. Sua introdução no Brasil se deu por meio de navios coloniais, que traficavam pessoas escravizadas, e na virada para o século XX era responsável por um grande número de mortes no país, principalmente causadas por febre amarela. Desde a descoberta da capacidade vetora do *A. aegypti*, no fim do século XIX, a espécie tem sido intensamente combatida (Magalhães, 2016).

Em 1947, a Organização Pan-Americana da Saúde (OPAS) lançou uma grande campanha para erradicar a febre amarela da América Central e do Sul. A erradicação do *A. aegypti* no Brasil se deu em 1958 e, nos outros países em 1962. Nos anos seguintes, o surgimento da resistência do *A. aegypti* ao DDT, levou à reintrodução e rápida expansão geográfica do mosquito (Lowy, 2017). No Brasil, a reintrodução foi documentada já em 1967, em Belém, e atingiu os grandes centros mais fortemente nos anos 80 (Chieffi, 1985). No Paraná, *A. aegypti* foi novamente detectado em Londrina durante um levantamento entomológico realizado entre 1985 e 1987 (Lopes *et al.*, 1993).

Atualmente, *A. aegypti* é dito cosmopolita, ocorrendo nas regiões tropicais e subtropicais dentro das zonas isotermas de 20° C (Consoli, Oliveira, 1994). As mudanças climáticas estão sendo benéficas para a prevalência de vetores e se tornando uma situação de alerta na propagação do *A. aegypti* e de certas doenças infecciosas, em particular as virais (Campbell-Lendrum *et al.*, 2015). A ocorrência e disseminação de arboviroses depende da presença e abundância de vetores que, por sua vez, estão ligadas a diversos fatores sociais, econômicos e ambientais em nível regional e global (Lowy, 2017).

Dentre as doenças transmitidas por *A. aegypti*, Dengue (DENV), Chikungunya (CHIKV) e Zika (ZIKV) são as principais arboviroses circulantes no território brasileiro, sendo doenças de notificação obrigatória (Brasil-MS, 2020). Desta forma, no âmbito das suas missões, a Secretaria de Estado da Saúde do Paraná (SESA-PR) implementa ações de enfrentamento de epidemias associadas ao *A. aegypti*, monitora as curvas de casos dos municípios paranaenses, realiza registros e disponibiliza esses dados em forma de boletim epidemiológico/Informe Técnico (IE), além de disparar alertas em caso de epidemia para sensibilizar a população (SESA-PR, 2020) e implementar ações de controle do vetor.

Diante do exposto, este trabalho realizou uma análise retrospectiva da história das doenças associadas ao *A. aegypti* no estado do Paraná baseada nos registros encontrados nos boletins epidemiológicos da SESA-PR durante os anos de 2007 a 2022.

Metodologia

O levantamento dos dados foi feito a partir dos boletins epidemiológicos publicados pela Secretaria Estadual de Saúde do Paraná (SESA-PR) entre 2007 e 2022, para DENV, ZIKV e CHIKV (SESA-PR, 2022a) e para FA Humana (SESA-PR, 2022b). Foi selecionado o último boletim de cada ano epidemiológico analisado, totalizando 15 boletins anuais para DENV, 8 boletins para ZIKV e CHIKV e 16 para FA humana (Dorcimil, 2022, p.43).

Os boletins de DENV e FA passaram a ter versão eletrônica em 2007 e 2008 respectivamente e ZIKV e CHIKV passaram a ser registrados no “Boletim da Dengue” em 2015. Até 2010, os dados cumulativos são disponibilizados desde a primeira até a última semana epidemiológica do ano (três dos boletins analisados são deste período). A partir do ano de 2011 (adaptado ao ano epidemiológico 2011/2012 neste trabalho) a metodologia cronológica foi alterada, levando em consideração que a curva epidemiológica

tem seu pico no verão. Assim, o ano epidemiológico para *A. aegypti* passou a iniciar em agosto (31ª semana) e finalizar em julho (30ª semana) do ano seguinte (SESA-PR, 2012; Dorcimil, 2022), 11 dos boletins pesquisados pertencem a este período.

Os dados dos boletins foram planilhados (Dorcimil, 2022, p.43-44) e representados em gráficos, que fornecem número de casos alóctones e autóctones e a proporção de casos confirmados no universo de notificações por ano. Os dados sobre os sorotipos de DENV foram retirados diretamente do gráfico fornecido pela SESA-PR.

Na interpretação dos dados foram considerados como momentos epidêmicos aqueles onde ocorreram mais de 300 casos confirmados a cada 100.000 habitantes, conforme estabelecido pelo Ministério da Saúde (Brasil, MS, 2002).

Febre amarela (FA) urbana e silvestre

Durante o período, a circulação da FA em humanos foi muito baixa no Paraná, totalizando 26 casos confirmados ao longo dos 16 anos analisados. O ano de 2019 foi o único com circulação maior de vírus no estado, com 17 casos autóctones e o único óbito (Tabela 1).

Tabela 1 – Relação de casos confirmados (autóctones e alóctones) por ano da febre amarela humana no Paraná - SESA-PR, 2007-2022

Confirmado/ano	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022
Caso alóctone	0	2	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	0	0	0	0
Caso autóctone	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	17	0	0	0	1
Total	0	4	1	0	0	0	1	0	1	0	0	2	17	0	0	1

Fonte: As Autoras (2026).

Durante o período colonial, a FA aparecia de forma episódica no Brasil, que era considerado livre da doença. No entanto, em setembro de 1849, a FA chegou a Salvador (BA), a bordo de um navio americano que fez escala em ilhas contaminadas do Caribe antes de aportar. A partir de então, a FA se espalhou pela costa brasileira e, entre dezembro de 1849 e setembro de 1850, foi res-

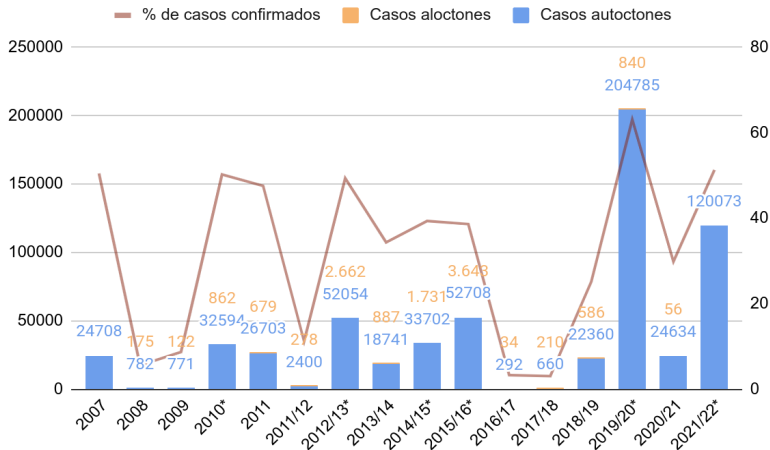
ponsável por 4.000 óbitos no estado do Rio de Janeiro, à época com 200 mil habitantes (Westin, 2020). O séc. XVIII e início do séc. XX foram marcados por epidemias recorrentes de FA urbana, cujo principal vetor era o *A. aegypti*, que causaram um grande número de mortos nas Américas (Magalhães, 2016). Desde a descoberta da vacina contra a FA em 1937 e os planos de ação para o combate do *A. aegypti*, o país conseguiu eliminar a doença das áreas urbanas, tendo o último surto ocorrido no Acre em 1942 (Magalhães, 2016).

Atualmente, a FA silvestre é endêmica, especialmente no norte do Brasil, sendo o vírus mantido na natureza por transmissão entre primatas não humanos e culicídeos (*Sabethes* e *Haemagogus*), que eventualmente podem ter contato com humanos e iniciar surtos locais. Foi o caso da elevação de casos no Paraná e região adjacente do Vale da Ribeira (SP) em 2019, quando 80% dos casos ocorreram em homens com contato frequente com as matas (Dorcimil, 2022).

Dengue

Os resultados deste estudo mostraram, no PR, seis eventos epidêmicos cíclicos, com picos com mais de 100 mil notificações precedidos de momentos com relativamente poucos casos, como verificado, por exemplo, nos Biênios 2011/12 (com 23762 notificações e 2678 casos confirmados) e 2012/13 (110774 notificações/54716 casos). O percentual de casos confirmados também flutuou, com predomínio dos valores entre 25% e 50% e a proporção relativa de casos autóctones e alóctones no período também foi bastante variável (Figura 1).

Figura 1 – Relação quantitativa de casos novos alóctones e autóctones de DENV (eixo direito) e % de casos confirmados (eixo esquerdo) no Paraná, no período de 2007 a 2022 (SESA/PR), onde * indica os anos com surto epidêmico



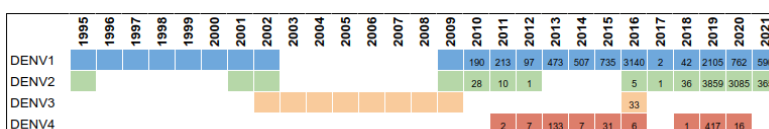
Fonte: As Autoras (2026).

A DENV provavelmente foi introduzida no Brasil em 1846 junto com o *A. aegypti* (Magalhães, 2017), entretanto, a primeira documentação clínica e laboratorial só ocorreu em 1982, em Boa Vista, RO (Barreto; Teixeira, 2008), já no contexto da reintrodução do *A. aegypti*. Após sua chegada no Rio de Janeiro (1986), foram registradas epidemias causadas pelo sorotipo DENV1 em diversos estados brasileiros (Schatzmayr; Nogueira; Travassos da Rosa, 1986). Desde então, a DENV se tornou um verdadeiro problema de saúde pública em todo o Brasil (Dégallier et al., 1996). O sorotipo DENV2 foi identificado pela primeira vez em Niterói/RJ (1990) (Nogueira et al., 1990). O primeiro caso autóctone de DENV3 ocorreu em janeiro de 2001, na cidade de Nova Iguaçu (RJ) (Nogueira et al., 2001).

A DENV foi introduzida no Paraná em 1995 (sorotipos DENV1 e DENV2) (Figura 10), já com uma onda epidêmica de DENV clássica, os primeiros registros de DENV hemorrágica, 177 óbitos e

registro da dispersão do vetor nos municípios paranaenses (Duque et al., 2010). A DENV3 chega em 2002 e se torna o único sorotipo circulante entre 2003 e 2008 (Figura 10), causando alta de casos em 2007 (Figura 1) e sendo eliminada em 2009 (Figura 10). O DENV4 foi isolado pela primeira vez no Brasil em 2010 e já em 2011 foi registrado o primeiro caso importado no Paraná, em Santa Tereza do Oeste (SESA-PR, 2015; Dorcimil 2022).

Figura 2 – Série histórica dos sorotipos de DENV, no Paraná (1995-2021)



Fonte: Figura modificada de IE SESA-PR, boletim No 49/2021-2022 (2022).

Nos anos de 2010 e 2011, com a reemergência dos sorotipos DENV1 e DENV2, uma nova onda epidêmica foi registrada no PR e, desde então, outras cinco ondas epidêmicas, as duas últimas (2019/20 e 2021/22) de magnitude incomum (Figura 2), com 1.804 e 1.142 casos/100.000 habitantes respectivamente. Nestes anos, houve prevalência dos sorotipos DENV1, que circulava em quase 250 municípios em 2019/20, e DENV2, ocorrente em mais de 100 municípios. Além disto, havia co-circulação de DENV4 em alguns municípios (Dorcimil, 2022, p.31). Assim, durante os 14 anos analisados, os resultados demonstraram que o Paraná apresentou ondas epidêmicas cíclicas e em magnitudes cada vez maiores, com substituição dos sorotipos circulantes e prevalentes ao longo do tempo (Figuras 1 e 2). O único ano com circulação dos quatro sorotipos foi 2016, com o registro de 33 casos de DENV3, após seis anos ausente e reintrodução de DENV2, que havia deixado de circular por três anos (Figura 2).

Os anos de 2020 e 2021 são marcados pela pandemia da COVID-19, que pressionou o sistema de saúde e, devido à quarentena, a rotina de controle da infestação por *A. aegypti* foi comprometida, tendo sido suspensos os levantamentos entomológicos e

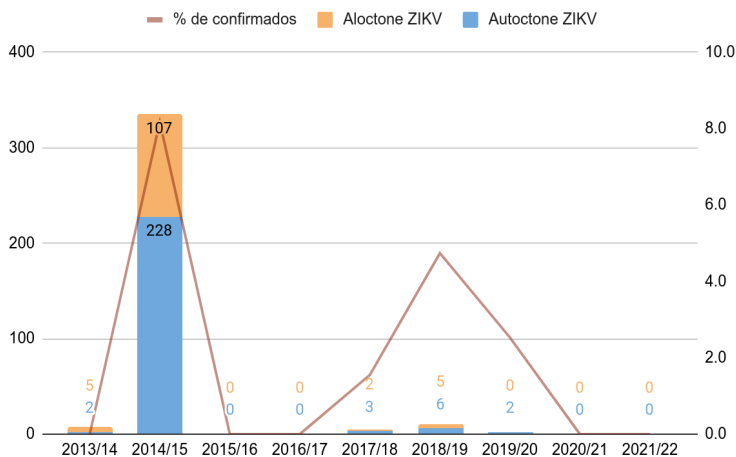
cálculo de infestação predial de 2020 até o fim da pandemia de coronavírus (SESA-PR, 2021). Em 2019/20, 57% dos casos de DENV do PR se concentraram em cinco municípios: Londrina (35.895 casos), Maringá (32.646 casos), Foz do Iguaçu (23.044 casos), Paranaíba (19.628 casos) e Toledo (17.674 casos) (SESA-PR, 2020; Dorcimil, 2022), perfazendo 57% dos casos registrados no período.

Zika vírus

A arbovirose ZIKV foi introduzida no Brasil no ano de 2014, quando o primeiro caso autóctone foi registrado no Oiapoque, AP (Secretaria de Vigilância em Saúde, 2015; Teixeira *et al.*, 2014). Em 14 de maio de 2015, o Ministério da Saúde do Brasil anunciou a circulação do ZIKV e em novembro do mesmo ano declarou emergência em saúde pública pela alteração do padrão de ocorrência de microcefalias (França *et al.*, 2018). Em um curto período de tempo, o ZIKV espalhou-se pelo país e em 2016 já estava em transmissão autóctone em 21 unidades da federação (Portal da Saúde-SUS, 2016). Os anos de 2014 (2.772 casos) e 2015 foram marcados por uma circulação muito intensa do ZIKV no país, inicialmente no Norte (1.554 no Amapá, onde estava em circulação o genótipo asiático) e Nordeste (1.214 na Bahia, onde circulava o genótipo africano) do país (Secretaria de Vigilância em Saúde, 2015; Teixeira *et al.*, 2014).

No PR, o ZIKV foi introduzido em 2014 com dois casos autóctones e cinco casos alóctones registrados em Telêmaco Borba e Tapejara, importados de Alagoas, e em Curitiba, importado do Pernambuco (Dorcimil, 2022, p.45). Subseqüentemente, em 2015 foram notificados 4.098 casos, 8% deles confirmados (335 casos), destes, dois terços autóctones. Nos anos seguintes, o número de notificações e casos foi baixo, porém, a presença de casos autóctones mostrou que o vírus continuou a circular de forma silenciosa no estado (Figura 3).

Figura 3 – Relação quantitativa de casos novos alóctones e autóctones de ZIKV (eixo direito) e % de casos confirmados (eixo esquerdo) no Paraná, 2016- 2022 (SESA/PR)



Fonte: As Autoras (2026).

Existem duas hipóteses mais prováveis para a introdução do ZIKV no Brasil. Musso (2015), sugere a origem do Pacífico, com base em estudos filogenéticos, durante um evento esportivo organizado no Brasil em 2014, com a participação de vários países do Pacífico onde o ZIKV pode ter circulado. Porém, Argenta (2018), reportando um estudo da Fiocruz Pernambuco, indica outra rota, com diversas entradas independentes de ZIKV originadas de grupos de soldados brasileiros que estavam em missão humanitária no Haiti (MINUSTAH), bem como da chegada de imigrantes ilegais haitianos que teriam disseminado o ZIKV.

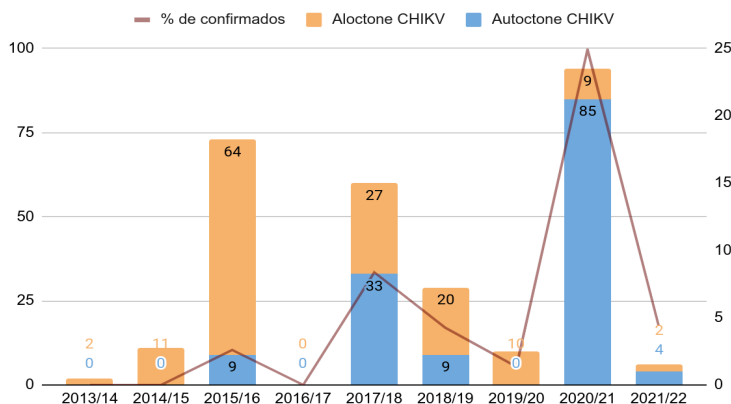
“Em todos os casos brasileiros estudados, o ancestral em comum dos vírus é uma cepa do Haiti, país sabidamente afetado pela tripla epidemia de ZIKV, DENV e CHIKV. Imigrantes ilegais vindos do Haiti e militares brasileiros em missão de paz naquele país podem ter trazido o vírus Zika para o Brasil. [...] estudos anteriores haviam confirmado casos de *Chikungunya* no Brasil importados do Haiti e da República Dominicana, destacando a América Central e Caribe como rotas importantes para a introdução desse arbovírus no Brasil” (Argenta, 2018).

Chikungunya

O primeiro registro autóctone de CHIKV em território brasileiro ocorreu no ano de 2014 em Oiapoque (AP), mas, atualmente, o estado da Bahia e Pernambuco são os que mais notificaram casos da doença no Brasil (Donalísio, Freitas, 2015). Apesar de não haver grande circulação de CHIKV no Brasil, tanto as populações brasileiras de *A. aegypti* quanto as de *A. albopictus* apresentam elevada competência vetorial para esse vírus, o que torna essa arbovirose uma potencial ameaça para o Brasil (Vega-Rua *et al.*, 2014).

No PR, o vírus CHIKV foi introduzido durante os anos 2013/2014 e os dois primeiros casos alóctones foram registrados em Maringá, importados do Haiti (Dorcimil, 2022, p. 46). O maior número de notificações ocorreu em 2015/16, quando 64 (de 74) dos casos eram alóctones (Figura 4). De forma geral, o número de casos por ano foi baixo, totalizando 285 desde o primeiro registro da doença no estado. O período 2020/21 apresentou maior número de casos, 94, sendo que 85 deles eram autóctones, demonstrando uma mudança na dinâmica de aquisição da doença.

Figura 4 – Relação quantitativa de casos novos alóctones e autóctones de CHIKV (eixo direito) e % de casos confirmados (eixo esquerdo) no Paraná, 2016- 2022 (SESA/PR)



Fonte: As Autoras (2026).

Conclusões

O trabalho de conclusão de curso, reportado aqui, registra um panorama para as principais arboviroses transmitidas por *A. aegypti* no Paraná, demonstrando a importância dos boletins da vigilância epidemiológica da SESA-PR como fonte de dados para acompanhar os eventos históricos das doenças associadas ao *A. aegypti* no período de 2007 a 2022.

Neste período, o Paraná apresentou ondas cíclicas de dengue, com seis eventos epidêmicos, os mais pronunciados em 2019/20 e 2021/22. Febre amarela, Zika e Chikungunya tiveram poucos casos registrados. As duas últimas foram introduzidas no período estudado e geraram preocupação no início, apresentando alta de casos no ano epidemiológico subsequente à sua introdução, porém, durante o período analisado, aparentemente a situação está controlada. Por outro lado, os picos de dengue no Estado seguem representando uma preocupação para o sistema da

saúde pública do estado do Paraná, com aumento no número de casos recentemente. O que indica a necessidade de manutenção da vigilância constante do Estado e de estudos, que estabeleçam correlações e demonstrem como hábitos individuais e coletivos, assim como, programas de saúde, podem contribuir para os cenários observados.

REFERÊNCIAS

ARGENTA, S. **Estudo descobre a rota da chegada do vírus Zika ao Brasil**. Fiocruz, Rio de Janeiro, ago. 2018. Disponível em: <https://portal.fiocruz.br/noticia/estudo-descobre-rota-da-chegada-do-virus-zika-ao-brasil>. Acesso em: 10 jun. 2022.

BARRETO, M. L.; TEIXEIRA, M. G. Dengue no Brasil: situação epidemiológica e contribuições para uma agenda de pesquisa. **Estudos Avançados**, v. 22, n. 64, p. 7, dez. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0103-40142008000300005>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. **Programa Nacional de Controle da Dengue (PNCD)**. Brasília: FUNASA, 2002. 32 p.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria n. 264, de 17 de fevereiro de 2020. **[Ato legal do Diário Oficial]**. Brasília, DF, 17 fev. 2020. Disponível em: https://bvsmms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2020/prt0264_19_02_2020.html. Acesso em: 01 dez. 2022.

CAMPBELL-LENDRUM, D. *et al.* Climate change and vector-borne diseases: what are the implications for public health research and policy? **Philosophical Transactions of Royal Society. B**, v. 370: 20130552, 2015. DOI: 10.1098/rstb.2013.0552. Acesso em: 01 dez. 2025.

CHIEFFI, P. P. Algumas questões decorrentes da reintrodução do *Aedes aegypti* no Brasil. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 1, n. 3, p. 385-387, jul.-set. 1985. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0102-311X1985000300011>. Acesso em: 01 fev. 2025.

CONSOLI, R. A. G. B.; OLIVEIRA, R. L. **Principais mosquitos de importância sanitária no Brasil**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 1994. 228 p.

DÉGALLIER, N. *et al.* *Aedes aegypti* (L.): importance de sa bioécologie dans la transmission de la dengue et des autres arbovirus – Première partie. **Bulletin de la Société de Pathologie Exotique et de Ses Filiales**, [S.l.], v. 81, n. 1, p. 97-110, jan. 1988. Disponível em: https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/pleins_textes_6/b_fdi_45-46/010007073.pdf. Acesso em: 01 dez. 2025.

DONALÍSIO, M. R.; FREITAS, A. R. Chikungunya no Brasil: um desafio emergente. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 18, n. 1, p. 283-285, Jan./Mar. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/1980-5497201500010022>. Acesso em: 01 dez. 2025.

DORCIMIL, K. **História das arboviroses urbanas transmitidas por *Aedes aegypti* (Linnaeus) no Paraná baseado nos registros encontrados nos boletins epidemiológicos da SESA Paraná**. 2022. Trabalho de Conclusão de Curso (Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade). Universidade Federal da Integração Latino-Americana, Foz do Iguaçu, 2022. Disponível em: <https://dspace.unila.edu.br/server/api/core/bitstreams/c4fdef15-d7a5-48f7-9565-e73f2416f204/content>. Acesso em: 01 dez. 2025.

DUQUE, J. E. *et al.* Dengue no Estado do Paraná, Brasil: distribuição temporal e espacial no período de 1995-2007. **Revista de la Universidad Industrial de Santander. Salud**, v. 42, n. 2, p. 113–122, jun. 2010. Disponível em: http://www.scielo.org.co/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0121-08072010000200004. Acesso em: 001 dez. 2025.

FORATTINI, O. P. **Culicidologia médica: identificação, biologia e epidemiologia**. Vol. 2. São Paulo: EDUSP, 2002. 864 p.

FRANÇA, G. V. A. *et al.* Síndrome congênita associada à infecção pelo vírus Zika em nascidos vivos no Brasil: descrição da distribuição dos casos notificados e confirmados em 2015-2016. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 27, n. 2, p. 2, 2018. DOI: <https://doi.org/10.5123/S1679-49742018000200014>. Acesso em: 01 dez. 2025.

INSTITUTO OSWALDO CRUZ (IOC). **O mosquito *Aedes aegypti* faz parte da história e vem se espalhando pelo mundo desde o período das colonizações**. Rio de Janeiro: FIOCRUZ. Disponível em: <https://www.ioc.fiocruz.br/dengue/textos/longatraje.html>. Acesso em: abr. 2022.

LOPES, J. *et al.* *Aedes (Stegomyia) aegypti* L. e a culicidaeofauna associada em área urbana da região sul, Brasil. **Revista de Saúde Pública**, v. 27, n. 5, p. 326-33, out. 1993. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0034-89101993000500002>. Acesso em: 01 dez. 2025.

LOWY, I. Leaking Containers: Success and Failure in Controlling the Mosquito *Aedes aegypti* in Brazil. **American Journal of Public Health**, v. 107, p. 517–524, 2017. DOI: <https://doi.org/10.2105/AJPH.2017.303652>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MAGALHÃES, R. C. **A erradicação do *Aedes aegypti*: febre amarela, Fred Soper e saúde pública nas Américas (1918-1968)**. Rio de Janeiro: Editora FIOCRUZ, 2016. 420 p.

MUSSO, D. Zika Virus Transmission from French Polynesia to Brazil. **Emerging Infectious Diseases**, v. 21, n. 10, 1887p., out. 2015. DOI: <https://doi.org/10.3201/eid2110.151125>. Acesso em: 01 dez. 2025.

NOGUEIRA, R. M. R. *et al.* Isolation of dengue virus type 2 in Rio de Janeiro. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, v. 85, n. 2, p. 253, abr./jun. 1991. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0074-02761990000200022>. Acesso em: 01 dez. 2025.

NOGUEIRA, R. M. R. *et al.* Dengue Virus Type 3 in Rio de Janeiro, Brasil. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, [S.l.], v. 96, n. 7, p. 925-926, out. 2001. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0074-02762001000700007>. Acesso em: 01 dez. 2025.

PORTAL DA SAUDE– SUS. Novos casos suspeitos de microcefalia são divulgados pelo Ministério da Saúde. **Boletim**, [S.l.: s.n.], 14 jan. 2016. Disponível em: <http://portalsaude.saude.gov.br/index.php/cidadao/principal/agencia-saude/21677-novos-casos-suspeitos-de-microcefalia-sao-divulgados-pelo-ministerio-da-saude>. Acesso em: 31 dez. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Plano Estadual de Contingência para Epidemias de Dengue, Zika Vírus e Febre Chikungunya**. Governo do Estado Paraná, Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2020. Disponível em: https://www.dengue.pr.gov.br/sites/dengue/arquivos_restritos/files/documento/2020-11/Plano%20de%20a%C3%A7%C3%A3o%20para%20o%20enfrentamento%20da%20Dengue%2026.11.2020.pdf. Acesso em: 14 abr. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Informe técnico 56 – Período 2011/2012 – Semana 31/2011 a Semana 30/2012**. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2012. Disponível em: https://www.dengue.pr.gov.br/sites/dengue/arquivos_restritos/files/documento/2020-11/dengue_informe_tecnico_56_2011_2012_e_2012_2013_iip.pdf. Acesso em: 12 mar. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Informe técnico 23 – Período 2014/2015 – Semana 31/2014 a 30/2015**. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2015. Disponível em: https://www.dengue.pr.gov.br/sites/dengue/arquivos_restritos/files/documento/2020-11/dengueinformetecnico01_2015_2016se46_zika_chikungunya_2015_11_26.pdf. Acesso em: 12 mar. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Informe técnico 43 – Semana Epidemiológica 31/2019* a 28/2020***. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2020. Disponível em: https://www.dengue.pr.gov.br/sites/dengue/arquivos_restritos/files/documento/2020-11/boletimdengue43_2020.pdf. Acesso em: 12 mar. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Informes Epidemiológicos Arbovirose Dengue**. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2022. Disponível em: <https://www.dengue.pr.gov.br/Pagina/Boletins-da-Dengue>. Acesso em: 14 abr. 2022.

PARANÁ. SECRETARIA DE ESTADO DA SAÚDE (SESA). **Informes Epidemiológicos da Febre Amarela**. Curitiba: Secretaria de Estado da Saúde, 2022. Disponível em: <https://www.saude.pr.gov.br/Pagina/Febre-amarela>. Acesso em: 12 mar. 2022.

SCHATZMAYR, H. G. *et al.* An outbreak of dengue virus at Rio de Janeiro-1986. **Memórias do Instituto Oswaldo Cruz**, [S.l.], v. 81, n. 2, p. 245-246, jun. 1986. DOI: <https://doi.org/10.1590/S0074-02761986000200019>. Acesso em: 01 dez. 2025.

VEGA-RÚA, A. *et al.* High vector competence of *Aedes aegypti* and *Aedes albopictus* from ten American countries as a crucial factor of the spread of Chikungunya. **Journal of Virology**, v. 88, n. 11, maio 2014. DOI: <https://doi.org/10.1128/jvi.00370-14>. Acesso em: 01 dez. 2025.

WESTIN, R. No Brasil Império, chegada de vírus mortal provocou negacionismo e crítica a quarentenas. **Senado Federal**, Brasília, 01 jun. 2020. Disponível em: <https://www12.senado.leg.br/noticias/especiais/arquivo-s/no-brasil-imperio-chegada-de-virus-mortal-provocou-negacionismo-e-critica-a-quarentenas>. Acesso em: 14 abr. 2022.

DIVERSIDAD FUNCIONAL DE LOS PECES DE LA CUENCA DEL PARANÁ 3*

Diego Fernando Cadena Mantilla y
Luiz Henrique Garcia Pereira

Los ríos, arroyos, ramblas, lagos, lagunas, charcas, embalses, etc. deben ser considerados no sólo como elementos del paisaje sino también como dinamizadores y formadores de él (Barnes, 1980). Su funcionamiento está ligado a procesos como el transporte y retención de sedimentos, nutrientes o materia orgánica, o por la fotosíntesis de algas y otros productores primarios, por citar algunos ejemplos (Constanza *et al.*, 1997). Así, el caudal transportado por el río y sus variaciones temporales determinan la configuración geomorfológica y la estructura del hábitat fluvial (Margalef, 1983). Finalmente, la biota responde a las dos características anteriores y a elementos históricos, a veces muy lejanos, que son característicos de la cuenca, y puede modificar en buena medida su propio entorno (Sabater, 2008).

Más de dos tercios de las especies terrestres utilizan ríos y sus corredores ciliares en algún momento de sus vidas, cerca de 12% de estas especies conocidas viven en agua dulce, y más del 25% de los vertebrados conocidos dependen de ecosistemas de agua dulce en alguna fase de sus ciclos de vida (Naiman; Décamps; Pollock, 1993). Esta biodiversidad ofrece y soporta una gran gama de funciones ecosistémicas. Sin embargo, estos ambientes acuáticos están entre los más degradados del planeta, en términos de

* Este capítulo está basado en el TCC “Descripción de la diversidad funcional de los peces de la Cuenca del Paraná 3”, presentado por Diego Fernando Cadena Mantilla, en 2020, bajo la orientación de Luiz Henrique Garcia Pereira.

la pérdida de calidad y de la disminución de cantidades de agua (UN WWAP, 2009). Debido a factores que, probablemente, serán agravados en los próximos años, estos ecosistemas sufrirán pérdidas de especies y hábitats proporcionalmente mayores que otros ecosistemas terrestres y marinos. Además de las pérdidas irreversibles de especies, la degradación en la calidad del agua reduce el valor económico de las funciones desempeñadas por los sistemas de agua dulce, inclusive la capacidad de tratar y limpiar el agua para usos humanos y de ofrecer hábitats importantes para especies acuáticas.

Los primeros indicadores de las mudanzas fisicoquímicas de un paisaje, región o comunidad se ven reflejados en la diversidad de especies presentes en aquella localidad (Salgado-Negret *et al.*, 2016). La forma en que los organismos usan los recursos, así como las formas en que con su actividad funcional transforman el ambiente, es un mecanismo clave para entender los procesos y servicios ecosistémicos (Salgado-Negret *et al.*, 2016). Además, se ha demostrado que la diversidad funcional es más susceptible a cambios ambientales y motores de cambio global en comparación a la pérdida de especies (Salgado-Negret *et al.*, 2016). Por ejemplo, existen ciertas características del hábitat y factores ambientales que pueden influenciar en las interacciones bióticas, así como limitar la capacidad de las especies para persistir en una comunidad, modificando el ecosistema (Hoeinghaus; Winemiller; Birnbaum, 2007).

Tradicionalmente los cambios en la diversidad se basan únicamente en la identidad taxonómica, evaluándolos con índices de riqueza de especies y la distribución de su abundancia, por lo que proporcionan una visión incompleta al no tener en cuenta la identidad biológica y las diferencias entre las especies (Villéger *et al.*, 2010). De esta manera, a las caracterizaciones tradicionales de las comunidades se le suman los procesos ecológicos y nace la ecología basada en rasgos funcionales, o diversidad funcional (Luck *et al.*, 2012). Definida como el grado de diferencias de rasgos funciona-

les entre y dentro de las especies (Mason;De Bello 2013), los rasgos funcionales son las características morfológicas, fisiológicas o fenológicas medidas a nivel individual, sin referencia al ambiente o cualquier otro nivel de organización, que impactan el éxito biológico a través de sus relaciones con el crecimiento, reclutamiento y mortalidad (Violle *et al.*, 2007).

Los rasgos funcionales influyen en el desempeño de los organismos y pueden estar relacionados con los procesos ecosistémicos (flujo de materia y energía), la estabilidad de los ecosistemas (resistencia y resiliencia), las interacciones biológicas (intra e interespecíficas) y/o la modificación del hábitat (Hooper *et al.*, 2005; Villéger *et al.*, 2010). No existe un número correcto ni rasgos funcionales mejores que otros, simplemente su elección debe estar bien justificada en cuanto a la ecología y al conocimiento de los rasgos funcionalmente importantes de las especies (Walker; Kinzig; Langridge, 1999).

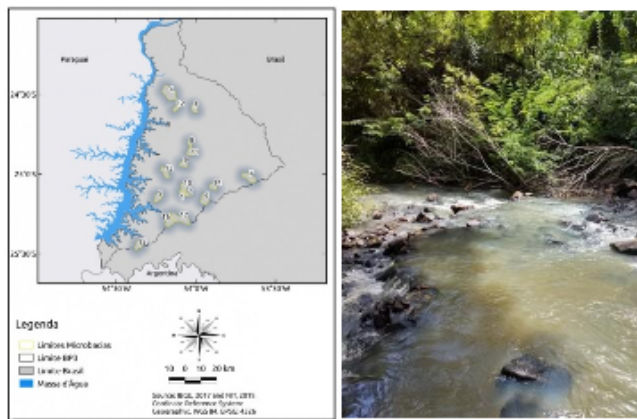
Con lo anterior, confirmamos el gran valor que las especies brindan a los ecosistemas cuando se habla de enfrentar amenazas en contra de su equilibrio natural y siendo los ecosistemas acuáticos uno de los más amenazados, entender su diversidad funcional es clave para interpretar la dinámica natural de éstos. De esta manera, el objetivo del trabajo fue caracterizar y describir la diversidad funcional de la comunidad de peces de la cuenca hidrográfica Paraná 3 (BP3), intentado identificar los rasgos funcionales de las especies que componen las comunidades.

Metodología

Área de estudio: Fue seleccionada la cuenca hidrográfica conocida como Paraná 3 (BP3) (Figura 1) en el oeste del estado de Paraná, Brasil, por destacarse como un corredor de biodiversidad que ha venido sufriendo grandes cambios en su paisaje natural, ocasionadas principalmente por el avance de las actividades agrícola, el uso inadecuado e irracional de los recursos hídricos y el

bajo índice de tratamiento de residuos sanitarios (Pereira; Scrocaro, 2015). Puntos de Colecta: Se muestrearon 17 arroyos, de segunda a cuarta orden y con características estructurales similares (sustrato rocoso, flujo de la corriente, sombreado, largura, profundidad y vegetación ribereña) (Figura 1).

Figura 1 – Cuenca del Paraná 3 con los 17 puntos de colecta muestreados y foto del arroyo “Córrego Bonito” en la ciudad de Santa Terezinha de Itaipu, PR, Brasil



Fuente: Los Autores (2026).

Los peces fueron capturados por medio de pesca eléctrica con el uso del equipamiento Electrofisher modelo: LR-24 BP, marca Smith-Root, y con auxilio de redes de pesca en un tramo de 30 metros en cada arroyo en sentido río arriba. Los peces capturados se conservaron en alcohol al 96% y posteriormente identificados taxonómicamente con ayuda de la llave de identificación presente en el trabajo de Ota et al., 2018. La medición de los rasgos funcionales seleccionados fue hecha usando estereomicroscopio marca Zeiss® y paquímetro digital, tomando las medidas en milímetros. Los peces fueron registrados y depositados en la colección ictiológica de la UNILA.

Diversidad Funcional: Utilizando características ecológicas y morfológicas de los peces, 11 rasgos funcionales (Tabla 1) fueron elegidos y medidos en cinco individuos adultos para cada

especie (excepto en aquellas donde su abundancia fue menor a este número) y se estimó la media de cada rasgo para cada especie. Los grupos funcionales se obtuvieron con ayuda del software R® Studio (R Development Team, 2010), a través del Análisis de Coordenadas Principales (PCoA). El índice de Rao Q de diversidad funcional se calculó con el paquete FDiversity (Casanoves et al., 2011) para el software R®. Este índice es análogo al índice de Simpson para diversidad (Leps et al., 2006), el cual refleja la probabilidad de que, tomando al azar dos individuos en una comunidad, sean diferentes funcionalmente hablando, por lo que valores altos de este índice indican una mayor diversidad funcional. (Botta-Dukát, 2005).

Tabla 1 – Rasgos funcionales de peces utilizados para estimar la diversidad funcional

Rasgo Funcional	Proporción / Categoría	Rasgo Ecológico	Explicación	Autor
Pcu	ALC / LE		Habilidad hidrodinámica	Salgado 2015
LonPc	LPC / LE			Cheal et al. 2013
AltPc	APC / ALC		Respuesta adaptativa sobre el papel funcional en el ecosistema	Cheal et al. 2013, Villéger et al. 2010, Pease et al. 2012
Forma del cuerpo	Alargado, Alto Aplanado			
	Truncada	Locomoción		
	Furcada			
	Redonda		Tipo de nado, maniobrabilidad y velocidad en los movimientos del pez	Lauder y Madden 2007, Pease et al. 2012
Forma Aleta Caudal	Convexa			
	Cóncava			
	Homocerca			
	Lunata			
LonCza	LC / LE		Relacionado al tamaño de las presas	Cheal et al. 2012, Salgado 2017
	Superior			
Posición de la boca	Subterminal			
	Terminal			
	Inferior			
	Viliformes	Dieta		
	Cónicos		Relacionado a la dieta y preferencias alimentarias del pez y su posición en la columna de agua	Sabino 1999, Salgado 2017
Forma de los dientes	Caniniformes			
	Incisivos			
	Molariformes			
	Bentónico			
Preferencia y Uso del hábitat	Bentopelágico			
	Pelágico			
	Algívoro			
Tipo de dieta	Carnívoro		Preferencia alimentaria que determina el flujo de energía la red trófica	Sabino 1999
	Detritívoro			
	Invertívoro			
	Omnívoro			
Cuidado Parental	Com cuidado parental	Reproducción		
	Sin cuidado parental		Éxito reproductivo	Schneider 2008

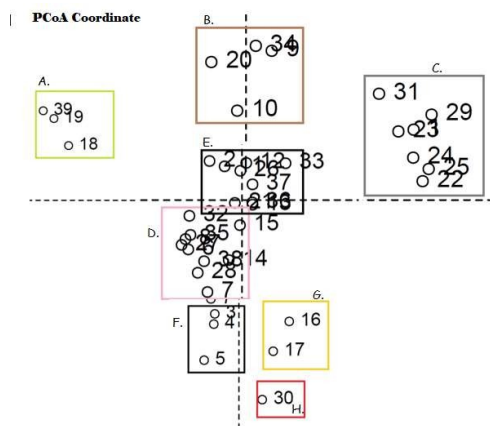
Subtítulo: Pcu: profundidad relativa del cuerpo, LonPc: longitud relativa del pedúnculo cauda, AltPc: altura relativa del pedúnculo caudal. ALC: altura del cuerpo, LE: longitud estándar, LonCza: longitud de la cabeza, LC: longitud de la cabeza, APC: altura pedúnculo caudal, LPC: longitud pedúnculo caudal.

Fuente: Los Autores (2026).

Resultados y Discusiones








Son pocos los estudios sobre diversidad funcional que existen para la cuenca del Alto Paraná, siendo el presente trabajo el primero en describir y caracterizar la diversidad funcional en la BP3. En este estudio, 1390 individuos fueron medidos, representando 39 especies de cinco órdenes distintas: Characiformes, Siluriformes, Perciformes, Gymnotiformes y Symbranchiformes, de las cuales Characiformes (con las especies *Psallidodon* aff. *paranae*, *Bryconamericus* aff. *iheringii*, *Characidium* aff. *zebra*, y *Knodus moenkhausii*) y Siluriformes (con las especies *Ancistrus* sp. *Cambeva davisii* y *Heptapterus mustelinus*) (con las especies *Ancistrus* sp. *Cambeva davisii* y *Heptapterus mustelinus*) presentan la mayor riqueza y abundancia. Las características ecológicas más representativas fueron las dietas omnívora e invertívora, uso del hábitat bentopelágico y forma del cuerpo alargado. El PCoA, formó ocho grupos funcionales (GF) (Figura 2), siendo las variables que mejor explican los ejes, profundidad del cuerpo y longitud relativa del pedúnculo caudal, y que están relacionadas con la capacidad hidrodinámica de los individuos y la velocidad del flujo del agua en los ambientes que habitan. Sin embargo, es evidente que entre las especies se comparten otras características que fortalecen la agrupación obtenida las cuales ya han sido descritas en trabajos anteriores como los realizados por Sazima (1986); Brejão et al. (2013).

Figura 2 – Análisis de coordenadas principales (PCoA) formando los grupos funcionales de las comunidades de peces



Fuente: Los Autores (2026).

Tabla 2 – Grupos funcionales obtenidos con sus respectivas características y papel funcional

B Cazadores de fondo	a) Carnívoros / Invertívoros b) Predador de acecho c) Fondo d) Bentopelágico e) Alargado	 <i>Cetopomus lineatus</i>	
C Pascadores	a) Detritívoros Pastoreo / b) Raspado del sustrato c) Zonas sombreadas d) Bentopelágico e) Aplamado dorsoventralmente	 <i>Ancistrus sp.</i>	Contribuye en el reciclaje de nutrientes
D Nadadores de remansos	a) Detritívoros b) Ítems de la superficie c) Márgenes d) Bentopelágico e) Alto y alargado	 <i>Serrapinnus notomelas</i>	Remoción de materia orgánica / Integra la red trófica como presa para especies piscívoras
E Depredadores de aguas rápidas	a) Invertívoros b) Exploración del ambiente c) Fondo de las márgenes d) Bentopelágico e) Depresionado	 <i>Corydoras cf. paleatus</i>	Control de las poblaciones de invertebrados / Remoción de materia orgánica
F Nectónicos	a) Detritívoros b) Ítems de la superficie c) Canal principal d) Bentopelágico / Pelágico e) Profundo y corto	 <i>Astyanax lacustris</i>	Remoción de materia orgánica / Integra la red trófica como presa para especies piscívoras
G Depredadores de emboscada y acecho	a) Omnívoros b) Emboscada / Pastoreo c) Márgenes d) Bentopelágico e) Alto / alargado	 <i>Crenicichla sp.</i>	Contribuye en la productividad primaria a través de la dismisión de cantidad de ítems de suspensión
H Invasor	a) Omnívoro / detritívoro b) Exploración del ambiente c) Márgenes d) Bentopelágico e) Alto y alargado	 <i>Oreochromis niloticus</i>	Control de las poblaciones de invertebrados y otros peces

Subtítulo: a. dieta, b. hábito alimentar, c. uso del hábitat, d. posición en la columna de agua, e. forma del cuerpo.

Fuente: Os Autores (2026).

En los GF D y F, aunque no todas, hay especies que son típicas o predominantes de ambientes impactados, como *Psallidodon aff. paranae*, *Bryconamericus aff. iheringii* (Mise *et al.*, 2018) y *Knodus moenkhausii* (Felipe-Alvez; Suárez, 2010; Mise *et al.*, 2018); mientras que el GF E cuenta con algunas especies que son más comunes de ambientes preservados, como *Characidium aff. zebra*, que ha sido evidenciada como sensible a las perturbaciones antrópicas, como represas (Manoel *et al.*, 2008) y *Corydoras paleatus* que puede ser implementada en el monitoreo ecotoxicológico acuático

(Scarcia; De la Torre, 2008). Por su parte, la especie invasora del GF H, *O. niloticus*, puede representar varios impactos ecológicos como: perjudicar el reclutamiento de las otras especies de peces al consumir fitoplancton, zooplancton y detritos en suspensión, que son los principales recursos alimentares en la fase joven (Figueroa; Giani, 2005); favorecer el reclutamiento de especies herbívoras y afectar otras especies, debido a la modificación producida en el hábitat por su dieta alimentar, a través de modificación en la calidad del hábitat, por su hábito de revolver y suspender el sedimento para construcción de nidos (Lowe-McConnell, 2000). Por otro lado, se considera que *O. niloticus* proviene de un escape de pisciculturas, no existiendo evidencia de su establecimiento en los arroyos de la BP3 (Pereira *et al.*, 2021).

La organización funcional de una comunidad acuática en arroyos está directamente relacionada al gradiente de las variables físicas a lo largo del mismo (Pool *et al.*, 2010). Los distintos arroyos estudiados, mantuvieron los GF, pero con cambios en la composición de especies, esto debido a las variaciones intrínsecas en la dinámica hídrica, las características ambientales del hábitat y la disponibilidad de recursos que pueden influenciar las interacciones bióticas, determinando la organización funcional de las asambleas de peces (Hooper *et al.*, 2002) y, que al limitar la habilidad de los individuos en mantenerse en la comunidad, promueven la sustitución de especies que desempeñan el mismo rol funcional. En caso de que algún tipo de perturbación lleve a la extinción de especies, la redundancia funcional puede garantizar el mantenimiento de los procesos ecosistémicos cuando hay especies funcionalmente similares (Yachi; Loreau, 1999) y en las comunidades de peces, los GF están siempre relacionados a los recursos disponibles en el ambiente (Pool *et al.*, 2010) y pueden cambiar, ya que los arroyos son ambientes inestables y sujetos a constantes variaciones físicas.

A pesar de este estudio no haber encontrado pérdida funcional, es claro que existen variables que están favoreciendo la redundancia funcional que pueden ser responsables por las modificaciones de factores bióticos como el suceso reproductivo y competición con especies no nativas (Petesse; Petrere, 2012), resultando en una homogenización biótica. Esto es fortalecido por los bajos valores obtenidos del índice de Rao Q (entre 0.09 y 0.14), indicando la homogeneidad en la distribución de las especies de la comunidad de los peces de esta región, lo que, a su vez, refleja la homogeneización del ambiente, como uno todo, debido a las acciones antrópicas.

Consideraciones finales

Con este trabajo fue posible conocer la estructuración funcional y composición taxonómica de las asambleas de peces de la BP3, encontrando ocho grupos funcionales con una riqueza de 39 especies; mostrándose bastante homogénea, lo que puede reflejar la homogenización del hábitat causada por las acciones antrópicas. Este trabajo significa un gran avance para el área de estudio, pues es el primero que buscó caracterizar la composición funcional de los peces en esta cuenca hidrográfica, brindando datos que pueden servir de base a futuros estudios taxonómicos, ecológicos y de conservación de las especies de la cuenca como un todo.

REFERENCIAS

BARNES, R. S. K. The unity and diversity of aquatic system. *In*: BARNES, R. S. K.; MANN, K. H. **Fundamentals of aquatic ecosystems**. Oxford: Blackwell, 1980. p. 229.

BOTTA-DUKAT, Z. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. **Journal of Vegetation Science**, v. 16, p. 533–540, 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2005.tb02393.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BREJÃO, G. L.; GERHARD, P.; ZUANON, J. Functional trophic composition of the ichthyofauna of forest streams in eastern Brazilian Amazon. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 2, p. 361–73, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000006>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CASANOVA, F. *et al.* FDiversity: a software package for the integrated analysis of functional diversity. **Methods in Ecology and Evolution**, v. 2, n. 3, p. 233–237, jun. 2011. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2010.00082.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CHEAL, A. J. *et al.* Spatial variation in the functional characteristics of herbivorous fish communities and the resilience of coral reefs. **Ecological Applications**, [S.l.], v. 23, p. 174-188, 2013. DOI: <https://doi.org/10.1890/11-2253.1>. Acesso em: 01 dez. 2025.

CONSTANZA, R. *et al.* The value of the World's ecosystem services and natural capital. **Nature**, v. 387, p. 253–260, mai. 1997. DOI: <https://doi.org/10.1038/387253a0>. Acesso em: 01 dez. 2025.

FIGUEREDO, C. C.; GIANI, A. Ecological interactions between Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*, L.) and the phytoplanktonic community of the Furnas Reservoir (Brazil). **Freshwater Biology**, v. 50, n. 8, p. 1391–1403, jul. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2005.01407.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

HOEINGHAUS, D.; WINEMILLER, K.; BIRNBAUM, J. Local and regional determinants of stream fish assemblage structure: inferences based on taxonomic *versus* functional groups. **Journal of Biogeography**, v. 34, n. 2, p. 324–338, 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01587.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

HOOPER, D. U. *et al.* Effects of biodiversity on ecosystem functioning: a consensus of current knowledge. **Ecological Monographs**, v. 75, n. 1, p. 3–35, fev. 2005. DOI: <https://doi.org/10.1890/04-0922>. Acesso em: 01 dez. 2025.

HOOPER, D. U. *et al.* Species diversity, functional diversity, and ecosystem functioning. *In*: LOREAU, M.; NAEEM, S.; INCHAUSTI, P. (ed.). **Biodiversity and ecosystem functioning**: synthesis and perspectives. Oxford: Oxford University Press, 2002. p. 195-281.

LAUDER, G. V.; MADDEN, P. G. A. Fish locomotion: kinematics and hydrodynamics of flexible foil-like fins. **Experiments in Fluids**, v. 43, p. 641–653, 2007. DOI: 10.1007/s00348-007-0357-4. DOI: <https://doi.org/10.1007/s00348-007-0357-4>. Acesso em: 01 dez. 2025.

LEPS, J. *et al.* Quantifying and interpreting functional diversity of natural communities: practical considerations matter. **Preslia**, v. 78, n. 4, p. 481-501, 2006. Disponível em: <https://www.preslia.cz/article/pdf?id=308>. Acesso em: 01 dez. 2025.

LOWE-McCONNELL, R. H. The roles of tilapias in ecosystems. *In*: BEVERIDGE, M. C. M.; McANDRREW, B. J. **Tilapias**: biology and exploitation. Stirling, Scotland: Kluwer Academic Publishers, 2000. p. 129-162.

LUCK, G. W. *et al.* Improving the application of vertebrate trait-based frameworks to the study of ecosystem services. **Journal of Animal Ecology**, v. 81, p. 1065-1076, mar. 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2656.2012.01974.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MANOEL, L. O. *et al.* Ocorrência e distribuição de *Characidium aff. zebra* (Pisces: Crenuchidae) no Alto Sucuriú, MS. In: ENCONTRO DE CIÊNCIAS DA VIDA, 2., 2008, Ilha Solteira. **Anais** [...]. Ilha Solteira: Universidade Estadual Paulista (UNESP), 2008. p. 1-4. Disponível em: <https://www.feis.unesp.br/Home/Eventos/encivi/iencivi-2008/leticia-oliveira-1.pdf>. Acesso em: 25 ago. 2024.

MARGALEF, R. **Limnología**. Barcelona: Ediciones Omega, 1983. 1010 p.

MASON, W. H.; DE BELLO, F. Functional diversity: a tool for answering challenging ecological questions. **Journal of Vegetation Science**, v. 24, n. 5, p. 777-780, ago. 2013. DOI: <https://doi.org/10.1111/jvs.12097>. Acesso em: 01 dez. 2025.

MISE, F. T. *et al.* Avaliação ambiental em riachos tropicais utilizando curvas de biomassa-abundância e índice W em assembleias de peixes. **Iheringia. Série Zoologia**, v. 108, n. 0, set. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1678-4766e2018029>. Acesso em: 01 dez. 2025

NAIMAN, R. J.; DÉCAMPS, H.; POLLOCK, M. The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity. **Ecological Applications**, v. 3, n. 2, p. 209–212, mai. 1993. DOI: <https://doi.org/10.2307/1941822>. Acesso em: 01 dez. 2025.

OTA, R. R. *et al.* Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, p. 111, jun. 2018. DOI: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170094>. Acesso em: 01 dez. 2025.

PEASE, A. A. *et al.* Functional diversity and trait environment relationships of stream fish assemblages in a large tropical catchment. **Freshwater Biology**, v. 57, p. 1060-1075, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2012.02768.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

PEREIRA, L. H. G. *et al.* The use of an integrative approach to improve accuracy of species identification and detection of new species in studies of stream fish diversity. **Genetica**, v. 149, n. 2, p. 103-116, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10709-021-00118-6>. Acesso em: 25 dez. 2025.

PEREIRA, M. C. B.; SCROCCARO, J. L. **Bacias hidrográficas do Paraná**. Série Histórica. 2. ed. Curitiba: Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos – SEMA, 2015. 164 p.

PETESSE, M. L.; PETRERE, M. Tendency towards homogenization in fish assemblages in the cascade reservoir system of the Tietê river basin, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 48, p. 109–116, 2012. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2011.06.033>. Acesso em: 01 dez. 2025.

POOL, T. K. *et al.* Environmental drivers of fish functional diversity and composition in the Lower Colorado River Basin. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 67, p. 1791-1807, 2010. DOI: <https://doi.org/10.1139/F10-095>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SABATER, S. Alterations of the global water cycle and their effects on river structure, function and services. **Freshwater Reviews**, v. 1, n. 1, p. 75-88, mar. 2008. DOI: <https://doi.org/10.1608/FRJ-1.1.5>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SABINO, J. Comportamento de peixes de riachos brasileiros: métodos de estudos para uma abordagem naturalística. In: CARAMASCHI, E. P.; MAZZONI, R.; PERES-NETO, P. R. (ed.). **Ecologia de peixes de riachos, Série Oecologia Brasiliensis**. Rio de Janeiro, Brasil: Computer & Publish Editoração Ltda, 1999. p. 183-208.

SALGADO-NEGRET, B. *et al.* Escalando de los rasgos funcionales a procesos poblacionales, comunitarios y ecosistémicos. In: SALGADO-NEGRET, B. (ed.). **La ecología funcional como aproximación al estudio, manejo y conservación de la biodiversidad**: protocolos y aplicaciones. Bogotá: Editorial Alexander von Humboldt, 2016. p. 159–175.

SAZIMA, I. Similarities in feeding behavior between some marine and freshwater fishes in two tropical communities. **Journal of Fish Biology**, v. 29, p. 53–65, 1986. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.1986.tb04926.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SCARCIA, P. I.; DE LA TORRE, F. R. Efectos de un hidrocarburo aromático policíclico (β -naftoflavona) sobre biomarcadores de efecto en *Corydoras paleatus* en condiciones de campo y laboratorio. **Biología Acuática**, v. 24, p. 131-136, nov. 2008. Disponível em: <https://revistas.unlp.edu.ar/bacuatica/article/view/6565>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SCHNEIDER, K. N.; WINEMILLER, K. O. Structural complexity of woody debris patches influences fish and macroinvertebrate species richness in a temperate floodplain-river system. **Hydrobiologia**, v. 610, p. 235-244, 2008. DOI: <https://doi.org/10.1007/s10750-008-9438-5>. Acesso em: 01 dez. 2025.

TEAM, R. D. C. R: a language and environment for statistical computing. R foundation for statistical computing. Viena: R Foundation for Statistical Computing, 2010. 450 p.

UNITED NATIONS WORLD WATER ASSESSMENT PROGRAMME (UN WWAP). **Water and industry**. [S.l.: s.n.], 2009. Disponível em: http://www.unesco.org/water/wwap/facts_figures/water_industry.shtml. Acesso em: 16 dez. 2009.

VILLÉGER, S. *et al.* Contrasting changes in taxonomic *versus* functional diversity of tropical fish communities after habitat degradation. **Ecological Applications**, v. 20, n. 6, p. 1512–1522, set. 2010. DOI: <https://doi.org/10.1890/09-1310.1>. Acesso em: 01 dez. 2025.

VIOLLE, C. *et al.* Let the concept of trait be functional! **Oikos**, v. 116, p. 882-892, nov. 2007. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x>. Acesso em: 01 dez. 2025.

WALKER, B.; KINZIG, A.; LANGRIDGE, J. Plant attribute diversity, resilience, and ecosystem function: the nature and significance of dominant and minor species. **Ecosystems**, v. 2, p. 95-113, mar. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1007/s100219900062>. Acesso em: 01 dez. 2025.

YACHI, S.; LOREAU, M. Biodiversity and ecosystem productivity in a fluctuating environment: the insurance hypothesis. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 96, n. 4, p. 1463-1468, fev. 1999. DOI: <https://doi.org/10.1073/pnas.96.4.1463>. Acesso em: 01 dez. 2025.

A CONTRIBUIÇÃO DE EVALDO BUTTURA PARA A FLORA DO OESTE DO PARANÁ*

Mariana Gabriely da Silva Menezes

Laura Cristina Pires Lima

A colonização do Oeste do Paraná (PR) foi tardia se comparada às outras regiões do estado (IPARDES, 2015). O período de colonização levou à derrubada extensiva de mata nativa, sendo que, entre 1960 e 1980, a área agrícola no Oeste passou de 621.023ha para 1.837.529ha, e a área desmatada nos estabelecimentos agrícolas passou de 279.485ha para 1.678.985ha (Oliveira, 2013). Nessa região ocorrem duas unidades fitogeográficas de Mata Atlântica (MA), a Floresta Ombrófila Mista e a Floresta Estacional Semi-decidual, porém, em 1980, boa parte da mata nativa já havia sido removida, exceto o Parque Nacional do Iguaçu (ParNa Iguaçu) (Oliveira, 2013).

Ponto importante a se destacar é que esta colonização tardia refletiu em um menor número de coletas botânicas na região, sendo que Rosa e Souza (2014) demonstraram que o Oeste contribui com menos de 7% para o total de coletas do PR, datadas de 1694 a 2014, já a mesorregião metropolitana de Curitiba representa 45% dos registros. Portanto, é importante caracterizar os levantamentos de flora do Oeste, pois os poucos registros ainda se referem a numerosas espécies coletadas na MA, um dos ecossistemas mais biodiversos do planeta (Di Bitetti; Placci; Dietz, 2003).

Em 1974, iniciou-se a construção da usina hidrelétrica de

* Este capítulo está baseado no TCC de mesmo título, apresentado por Mariana Gabriely da Silva Menezes, em 2021, sob orientação de Laura Cristina Pires Lima.

Itaipu, porém, ainda não era obrigatório realizar o Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e o Relatório de Impacto Ambiental (RIMA), pois sua obrigatoriedade só se estabeleceu a partir da Resolução CONAMA Nº 01/1986 (Ziober; Zanirato, 2014). Em seu lugar, a Itaipu elaborou, em 1975, o Plano Básico para a Conservação do Meio Ambiente, através do qual foram criadas medidas mitigatórias dos impactos ambientais da construção da usina, incluindo um Inventário Florestal, que foi realizado pelo botânico Dr. Gert Guenther Hatschbach, diretor do Museu Botânico de Curitiba (MBM) e especialista em sistemática de plantas do Sul do Brasil (UFPR, 1978). O inventário foi realizado na margem brasileira do Rio Paraná, no território referente a Foz do Iguaçu até Guaíra, e incluiu a coleta, identificação e listagem de plantas arbóreas, herbáceas e arbustivas ocorrentes na área (UFPR, 1978; Itaipu Binacional, 1978).

O Inventário Florestal foi finalizado em 1978, mas, de acordo com a UFPR (1978), as coletas, especialmente botânicas, deveriam continuar para formar o acervo do Ecomuseu de Itaipu. Para esse trabalho, Evaldo Buttura foi contratado pela Itaipu em 1978 e trabalhou por 11 anos, realizando um levantamento florístico na área de abrangência da usina (Buttura, 2003; Nasser, 2008). Buttura formou toda a coleção histórica do Ecomuseu de Itaipu, sendo que coletou e preparou cerca de 1.200 espécies, incluindo carpoteca, xiloteca, uma coleção de peixes do Rio Paraná, de ofícios e rochas da região, e organizou o acervo arqueológico enviado pelo Serviço do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional [SPHAN – hoje Instituto do Patrimônio Histórico e Artístico Nacional (IPHAN)] (Buttura, 2003).

Em 2015, as exsicatas e duplicatas da coleção botânica de Buttura foram restauradas por uma equipe da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA) e da Itaipu, ambas em Foz do Iguaçu, PR, e as duplicatas formaram o acervo inicial do Herbário Evaldo Buttura (EVB), vinculado à UNILA e criado no mesmo ano (EVB, 2024).

Portanto, as coletas botânicas de Buttura são um registro histórico importante da flora do Oeste do PR, especialmente considerando que foram realizadas na área posteriormente suprimida pelo lago de Itaipu e que a mata nativa da região se encontra muito esparsa e fragmentada. Apesar do seu registro histórico, Buttura ainda é desconhecido na literatura científica. Assim, este trabalho caracterizou o inventário florístico que Buttura realizou no Oeste do PR, buscando apresentar dados relevantes para o conhecimento da flora da região.

Método

Os dados sobre as coletas botânicas de Evaldo Buttura foram obtidos através das plataformas *SpeciesLink* (CRIA, 2024), Jabot (JBRJ, 2020) e Herbário Virtual Re flora (Re flora, 2021), selecionando-se apenas coletas dos municípios do Oeste do PR. O tratamento dos dados foi realizado no *Google Sheets* e *OpenRefine* e envolveu a exclusão de registros repetidos entre plataformas e a indicação de duplicatas, através do número de coleta e identificação taxonômica. Foram realizadas correções nos campos: “nome”, “número de coleta”, “data” e “município” ao conferir a etiqueta de identificação, visível nas exsicatas digitalizadas, ou nas fichas de campo do Buttura, disponíveis no Ecomuseu de Itaipu, Foz do Iguaçu, PR.

A classificação das famílias seguiu o sistema APG IV (2016) para as Angiospermas, e o PPG I (2016) para as samambaias e licófitas. Os nomes de espécie foram verificados na Flora e Funga do Brasil (2024) e no World Flora Online (WFO, 2023) e sinônimos e nomes incorretos foram corrigidos. Em alguns casos, foi possível adicionar ou corrigir a identificação taxonômica ao conferir a etiqueta da exsicata que passou por conferência de especialistas. Em casos de identificações divergentes, foram utilizadas as chaves taxonômicas da Flora e Funga do Brasil (2024) e da Flora Fanerogâmica de São Paulo para corrigir a identificação (Wanderley;

Shepherd; Giuliatti, 2001; Wanderley; Shepherd; Giuliatti, 2002; Wanderley *et al*, 2003; Wanderley *et al*, 2005; Wanderley *et al*, 2007; Wanderley *et al*, 2009; Wanderley *et al*, 2012; Wanderley *et al*, 2016). Para identificar plantas indeterminadas foi estabelecido contato com especialistas, além de disponibilizar imagens do material do EVB, especialmente estruturas visíveis sob a lupa. O estado de conservação, origem e endemismo das espécies foi obtido da Flora e Funga do Brasil (2024), do World Flora Online (WFO, 2023) e do Centro Nacional de Conservação da Flora (2012). Todas as correções aplicadas foram enviadas ao Herbário Evaldo Buttura (EVB) para atualizar o acervo.

Para a elaboração de mapas, foi utilizado como mapa base o *shapefile* “Divisão Político-Administrativa do Paraná — 2021 (CGS SIRGAS 2000)”, disponível no Instituto Água e Terra (2021), e a delimitação do Oeste paranaense foi baseada na divisão em regiões geográficas do Instituto Paranaense de Desenvolvimento Econômico e Social (IPARDES, 2012). A confecção dos mapas e a elaboração dos gráficos foram realizadas através dos softwares *Quantum GIS* (QGIS) e *Graphpad Prism 9*, respectivamente.

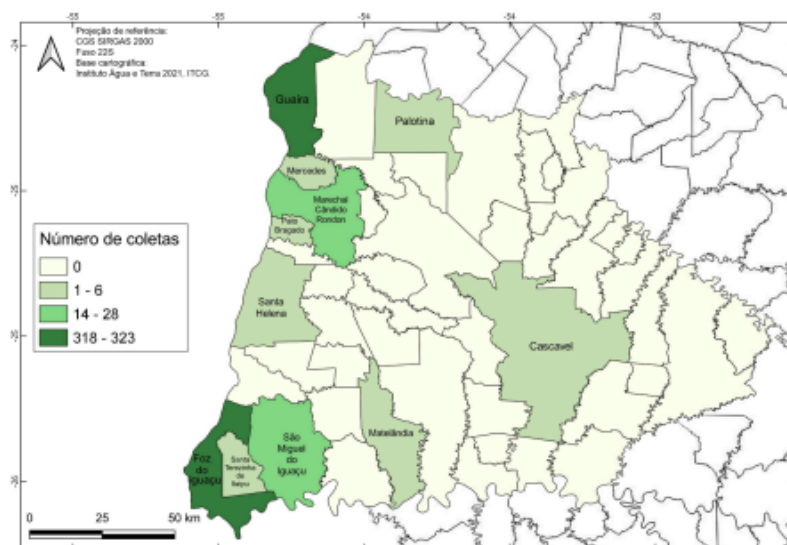
Resultados

Buttura coletou em 11 municípios do Oeste do PR, mas principalmente em Guaíra e Foz do Iguaçu, que juntos compõem 91,4% do seu acervo botânico da região (Figura 1). O inventário iniciou em 1979 e, neste mesmo ano, ele obteve 46,5% das suas coletas, em 1980 coletou 28,10% e continuou este trabalho até 1989. Ao total, Buttura realizou 699 coletas no Oeste do PR, incluindo 120 famílias botânicas, 405 gêneros e 560 espécies, depositadas nos acervos de 48 herbários.¹

¹ Tabela Suplementar 1; disponível em <https://zenodo.org/doi/10.5281/zenodo.13594806>. Acesso em: 06 mar. 2026.

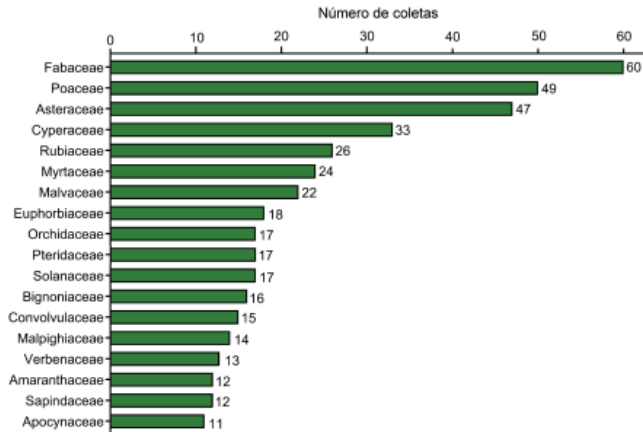
As famílias mais representadas no inventário foram Fabaceae, Poaceae e Asteraceae (Figura 2). Foram coletadas 41 espécies endêmicas ao Brasil, incluindo uma alga, cinco samambaias e 36 angiospermas. Duas espécies coletadas estão classificadas, segundo o Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora, 2012), como “Em perigo” (EN) elevado de extinção na natureza: *Hippeastrum striatum* e *Aspilia silphioides*. Quatro espécies estão “Quase Ameaçadas” (NT): *Dimerostemma apense*, *Mikania capri corni*, *Ocotea puberula* e *Oxalis hyalotricha*.

Figura 1 – Número de coletas botânicas realizadas por Evaldo Buttura em municípios do Oeste do Paraná (configuração atual dos municípios)



Fonte: As Autoras (2026).

Figura 2 – As famílias botânicas mais representativas nas coletas de Evaldo Buttura no oeste do Paraná



Fonte: As Autoras (2026).

Na época, Hatschbach identificou a maioria das plantas, mas, como Buttura enviou muitas duplicatas para o MBM, o maior e mais visitado herbário do PR, especialistas corrigiram a identificação de muitas coletas, além das duplicatas enviadas pelo EVB para outros herbários. Assim, ao conferir as exsicatas digitalizadas, foi possível, através do presente trabalho, corrigir a identificação de 62 coletas. Além disso, ao consultar o caderno de campo do Buttura, sete coletas tiveram seu município corrigido, 13 tiveram sua data corrigida, três tiveram seu número de coleta corrigido e foram identificados os números de coleta de 68 exsicatas do MBM, que não possuíam esse dado nas plataformas *online*.

Quando este estudo foi iniciado, havia três coletas indeterminadas e 48 identificadas apenas ao nível de família. A partir da consulta com especialistas e do uso de chaves taxonômicas, das indeterminadas, duas foram identificadas em espécie e uma em gênero e, das 48 com identificação em família, 11 foram identificadas ao nível de gênero e 33 ao nível de espécie. Assim, restam 38 coletas com identificação apenas a nível de gênero e quatro integrantes da família Poaceae, sem identificação de gênero.

Foram identificados 148 botânicos e botânicas que coletaram no Oeste do PR entre 1900 e 1989.² Hatschbach foi o maior coletor botânico da região neste período, sendo que suas 1.279 coletas representam 29,5% do total. Buttura foi o segundo maior coletor, com suas 699 coletas correspondendo a 16,2% do total. O terceiro maior coletor foi Acildo Botelho, representando 5,7% das coletas, e o restante dos coletores apresentou uma contribuição abaixo de 4,3%. Estes dados permitem avaliar a relevância numérica das coletas do Buttura em comparação com outros coletores da região.

Discussão

Buttura formou um acervo com alta diversidade de famílias botânicas, o que constitui um rico registro da biodiversidade vegetal que existia nas florestas da região antes da formação do lago de Itaipu. Apesar de Orchidaceae ser a família com maior número de gêneros na Mata Atlântica (MA) (BFG, 2015) e a segunda mais diversa no PR (Kaehler *et al.*, 2014), esta aparece como a nona família mais coletada por Buttura, que coletou a maioria das orquídeas em Guaira, uma área de ecótono entre Cerrado e Mata Atlântica. As famílias Fabaceae, Poaceae, Asteraceae, Rubiaceae, Myrtaceae e Euphorbiaceae estão entre as oito famílias mais coletadas por Buttura e também entre as dez famílias mais representativas da MA e do PR (BFG, 2015; Kaehler *et al.*, 2014). Pteridaceae é a décima família mais coletada por Buttura e a segunda família de samambaias e licófitas mais numerosa do PR (Kaehler *et al.*, 2014). Já Cyperaceae, a quarta família mais amostrada por Buttura, está entre as dez famílias mais numerosas do PR, mas não da MA, e seu alto número de amostras pode se justificar pela realização das coletas em ambientes limieiros à região onde hoje está o

² Tabela Suplementar 2. Disponível em <https://doi.org/10.5281/zenodo.13595799>. Acesso em: 6 mar. 2026.

lago de Itaipu, e Cyperaceae é comumente encontrada em ambientes aquáticos (Ferreira, 2011), sendo que 11 das 33 coletas dessa família são espécies macrófitas.

Na Tabela Suplementar 1 foram destacadas as macrófitas aquáticas (Ferreira, 2011), incluindo *Nymphaea caerulea* (Nymphaeaceae), *Echinodorus paniculatus* e *E. longipetalus* (Alismataceae), *Mourera aspera* e *Wettsteiniola pinnata* (Podostemaceae), sendo que, no Brasil, *W. pinnata* ocorre apenas no PR (Bove; Pellegrini; Philbrick, 2024).

Buttura coletou 41 plantas endêmicas ao Brasil, um número que mostra um dos fatores de alta biodiversidade da MA, o alto grau de endemismo (Di Bitetti; Placci; Dietz, 2003). Dessas espécies, vale destacar algumas com distribuições restritas: *Baccharis milleflora* (Asteraceae), ocorre nos estados do Sul do Brasil em São Paulo e Minas Gerais, sendo característica de Campo de Altitude, Campo Limpo, Floresta Ombrófila, Floresta Ombrófila Mista e Restinga (Heiden, 2024); *Moritzia dusenii* (Boraginaceae) ocorre nos estados do Sul do Brasil e em São Paulo (Picanço; Cardoso; Cabral, 2024), sendo uma espécie xerófita encontrada em campos antropizados, também foi mencionada no ParNa Iguaçu (Trochez *et al.*, 2017); *Rudgea gardenioides* (Rubiaceae) ocorre no Sul (PR, SC) e Sudeste (MG, RJ, SP) (Bruniera; Zappi, 2015), sendo que, no PR, Buttura nº173 é o primeiro registro da espécie no Oeste (CRIA, 2024); As espécies de Rubiaceae, *Palicourea australis* e *Psychotria fractistipula*, coletadas por Buttura em uma ilha do rio Paraná, em Guaira, e no Refúgio Biológico, em Foz do Iguaçu, respectivamente, são restritas aos estados do PR e SC (Taylor, 2015; Taylor; Gomes; Zappi, 2015), além disso, ambas foram confirmadas no ParNa Iguaçu por Rauber *et al.*, (2021); *Aechmea distichantha* (Bromeliaceae) ocorre nos estados do Sul, Sudeste e no Mato Grosso do Sul (Faria *et al.*, 2024). Duarte *et al.*, (2013) demonstrou que suas bainhas foliares formam uma fitotelma que acumula

água e detritos orgânicos, favorecendo a colonização por espécies de fauna, geralmente especializadas e endêmicas, formando assim uma complexa rede trófica.

Um registro excepcional é o de *Anogramma lorentzii* (Pteridaceae), que possui apenas 22 coletas (CRIA, 2024), e ocorrência confirmada apenas no Rio Grande do Sul (Hirai; Prado, 2024), além de ser encontrada no Uruguai e na Argentina. Esta espécie foi coletada no ParNa Iguaçu em 1982 (NY 807723). Portanto, Buttura nº216 é o segundo registro de *A. lorentzii* para Foz do Iguaçu, confirmando, assim, sua ocorrência no PR, no ParNa Iguaçu.

Em relação às espécies “Em perigo” (EN), *Hippeastrum striatum* (Amaryllidaceae) possui poucas subpopulações de poucos indivíduos e, apesar de ocorrer em três unidades de conservação, a persistência de suas subpopulações nativas está em risco. Assim, considerando sua importância econômica, são necessárias medidas para assegurar sua sobrevivência (CNCFlora, 2012). *Aspilia silphioides* (Asteraceae) ocorre no Brasil apenas no Mato Grosso do Sul, em áreas alagadas às margens do Rio Paraguai, e sofre com menos de cinco situações de ameaça, que diminuem a qualidade do seu habitat (CNCFlora, 2012).

Em relação às espécies “Quase ameaçadas” (NT), *Dimerostemma apense* (Asteraceae) tem distribuição esparsa, eventualmente forma grandes subpopulações, e apresenta menos de dez situações de ameaça e, caso haja declínio de habitat, poderá ser categorizada como “Vulnerável” (VU) (CNCFlora, 2012). Buttura nº135 é o primeiro registro de *D. apense* no PR. *Oxalis hyalotricha* (Oxalidaceae), ocorre no Mato Grosso do Sul, São Paulo e PR, sendo pouco representada em coleções científicas, e a construção das Usinas Hidrelétricas de Ilha Grande e Itaipu teve grande influência na sua área de ocorrência (CNCFlora, 2012). *Ocotea puberula* (Lauraceae), apesar de possuir crescimento rápido e ampla distribuição, da Argentina ao México, seus frutos são frequentemente atacados pelo fungo *Botryotrypa pallida* Syd, reduzindo, assim, a produção de sementes viáveis, além disso, o extrativismo pode se

tornar uma ameaça no futuro, o que justifica estar “Quase ameaçada” (CNCFlora, 2012). Buttura nº36 é o único registro de *Mikania capricorni* (Asteraceae) no Oeste paranaense.

As espécies *Leptolobium elegans* (Fabaceae) e *Vochysia tucanorum* (Vochysiaceae) são espécies de Cerrado (Souza *et al.*, 2018) e os dados de Rodrigues (2024) e Shimizu *et al.*, (2024) determinam que o PR é o limite sul das suas distribuições. Ambas as espécies foram coletadas por Buttura em Guaíra, e podem ser indicadoras do ambiente de ecótono.

Buttura concentrou suas coletas em Guaíra e Foz do Iguaçu, os outros municípios lindeiros constituem apenas 8,6% do seu acervo. Os municípios de Mercedes, Pato Bragado e Santa Tereziinha de Itaipu foram criados após 1980 (IPARDES, 2012) e, como Buttura possui coletas nestes municípios antes de 1980, a localização provavelmente foi alterada *a posteriori*. Além disso, Itaipulândia e Entre Rios do Oeste também não existiam ainda (IPARDES, 2012), portanto, considerando a geografia dos municípios na época, Buttura coletou em todo o território lindeiro. O enfoque em Foz do Iguaçu se justifica pela presença do ParNa Iguaçu, maior remanescente de Floresta Estacional Semidecidual do Sul do Brasil (Trochez *et al.*, 2017) e um dos maiores remanescentes de MA do Brasil (Di Bitetti; Placci; Dietz, 2003). O foco em Guaíra se justifica pelo Parque Nacional de Sete Quedas, um ambiente de caráter excepcional que foi totalmente suprimido pela formação do lago de Itaipu, portanto, as coletas desse local representam um importante registro das espécies que estavam presentes neste ambiente.

A partir de 1982, Buttura começou a selecionar plantas medicinais do seu acervo, e em 2003 publicou o livro “Plantas Medicinais do Oeste Paranaense”. Na lista de coletas (Tabela 1) é possível reconhecer algumas das plantas do livro, como a Aroeira (*Schinus terebinthifolia*; Buttura 180), Erva Mate (*Ilex paraguariensis*; Buttura

191), Sabugueiro (*Sambucus australis*; Buttura 270), Guiné (*Petiveria alliacea*; Buttura 420), Taboa (*Typha domingensis*; Buttura 472), entre outras (Buttura, 2003).

Buttura foi o segundo maior coletor do Oeste do PR até 1989 e, junto com Hatschbach, eles se mostram pioneiros na formação de grandes acervos botânicos, uma vez que realizaram centenas de registros de espécies inéditos até então na região, além de terem coletado nos ambientes posteriormente suprimidos pelo lago de Itaipu, portanto, suas coleções possuem extrema relevância para a história da biodiversidade na região.

Conclusão

Com este trabalho, foi possível contribuir para a organização da coleção botânica de Evaldo Buttura no Oeste paranaense, o segundo maior coletor da região até 1989, representando, assim, um importante registro da flora regional. Desta forma, corrigiu-se diversas informações de sua coleção, principalmente identificações taxonômicas, o que valoriza o acervo e permite a realização de estudos sobre a flora da região no período anterior à formação do lago de Itaipu.

Os herbários *online* foram essenciais para este trabalho, pois agilizam o acesso a dados de diferentes herbários, e facilitam o tratamento de dados ao disponibilizar informações tabeladas. Porém, é necessário mais investimento na área, especialmente em recursos humanos, para manter o registro das coleções atualizado e de acordo com o material físico.

REFERÊNCIAS

APG IV – THE ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. **Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 1, n. 181, p. 1–20, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/boj.12385>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BFG – THE BRAZILIAN FLORA GROUP. Growing knowledge: an overview of Seed Plant diversity in Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 66, n. 4, p. 1085-1113, out./dez. 2015. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860201566411>. Acesso em: 01 dez. 2025.

BOVE, C. P.; PELLEGRINI, M. O. O.; PHILBRICK, C. T. *Wettsteiniola* in **Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, [s.d.]. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB13694>. Acesso em: 31 mai. 2024.

BRUNIERA, C. P.; ZAPPI, D. *Rudgea* in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://floradobrasil2015.jbrj.gov.br/jabot/floradobrasil/FB14254>. Acesso em: 27 mai. 2024.

BUTTURA, E. **Plantas medicinais do oeste paranaense**. [Foz do Iguaçu]: Itaipu Binacional, 2003. 183 p.

CNCFLORA – CENTRO NACIONAL DE CONSERVAÇÃO DA FLORA. **Lista Vermelha**. [S.l.: s.n., s.d.]. Disponível em: <http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/pt-br/listavermelha>. Acesso em: 27 mai. 2024.

CRIA – CENTRO DE REFERÊNCIA EM INFORMAÇÃO AMBIENTAL. **Specieslink network**. [S.l.: s.n.], 2024. Disponível em: <https://specieslink.net/search/>. Acesso em: 31 mai. 2024.

DI BITETTI, M. S.; PLACCI, G.; DIETZ, L. A. **Uma visão de biodiversidade para a ecorregião Florestas do Alto Paraná – Bioma Mata Atlântica**: planejando a paisagem de conservação da biodiversidade e estabelecendo prioridades para ações de conservação. Washington, D.C.: World Wildlife Fund, 2003. 76 p.

DUARTE, G. S. C. *et al.* Flagellate protist abundance in phytotelmata of *Aechmea distichantha* Lem. (Bromeliaceae) in the upper Paraná river basin. **Acta Scientiarum Biological Sciences**, Maringá, v. 35, n. 4, p. 491-498, out.-dez. 2013. DOI: <https://doi.org/10.4025/actascibiolsci.v35i4.17134>. Acesso em: 01 dez. 2025.

EVV – HERBÁRIO EVALDO BUTTURA. *In*: CRIA (Centro de Referência em Informação Ambiental). **Specieslink network**. Foz do Iguaçu: UNILA, 2024. Disponível em: <https://specieslink.net/col/EVB/>. Acesso em: 27 mai. 2024.

FARIA, A. P. G. *et al.* *Aechmea* in **Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB5799>. Acesso em: 27 mai. 2024.

FAURO, J. C. S.; TONIOL, F. P. F.; SERRA, E. Técnicas agrícolas, preservação e impactos ambientais na região oeste do Paraná. **Ra'e Ga: O Espaço Geográfico Em Análise**, Curitiba, v. 36, n. 3, p. 302-321, 2016. DOI: <https://doi.org/10.5380/raega.v36i0.43667>. Acesso em: 01 dez. 2025.

FERREIRA, F. A. *et al.* Macrophytes in the upper Paraná river floodplain: checklist and comparison with other large South American wetlands. **Revista de Biologia Tropical**, San José, v. 59, n. 2, p. 541-556, 2011.

FLORA E FUNGA DO BRASIL. **Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 31 mai. 2024.

HEIDEN, G. *Baccharis in Flora e Funga do Brasil*. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB5213>. Acesso em: 27 mai. 2024.

HIRAI, R. Y.; PRADO, J. *Anogramma in Flora e Funga do Brasil*. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB91873>. Acesso em: 27 mai. 2024.

INSTITUTO ÁGUA E TERRA. **Dados geoespaciais de referência**. Curitiba, Paraná, 2021. Disponível em: <http://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-geoespaciais-de-referencia#>. Acesso em: 06 set. 2021.

IPARDES – INSTITUTO PARANAENSE DE DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO E SOCIAL. **Relação dos municípios do estado ordenados segundo as regiões geográficas intermediárias e as regiões geográficas imediatas do IBGE**. Paraná, 2012. Disponível em: https://www.ipardes.pr.gov.br/sites/ipardes/arquivos_restritos/files/documento/2019-09/Rela%C3%A7%C3%A3o%20dos%20munic%C3%ADpios%20paranaenses%20segundo%20regi%C3%B5es%20geogr%C3%A1ficas%20intermedi%C3%A1rias%20e%20imediatas.pdf . Acesso em: 31 mai. 2024.

ITAIPU BINACIONAL. **Inventário florestal da região de influência de Itaipu**: sub-projeto Manejo Florístico. Curitiba: Universidade Federal do Paraná, 1978. Disponível em: http://www.itaipu.gov.br/bib/index.php?codigo_sophia=33272. Acesso em: 19 mar. 2021.

ITAIPU BINACIONAL. **Plano básico para a conservação do meio ambiente**. Rio de Janeiro: Itaipu Binacional, 1975. Disponível em: http://www.itaipu.gov.br/bib/index.php?codigo_sophia=30725. Acesso em: 19 mar. 2021.

JBRJ – INSTITUTO DE PESQUISAS JARDIM BOTÂNICO DO RIO DE JANEIRO. **Jabot – Banco de Dados da Flora Brasileira**. Rio de Janeiro. Disponível em: <http://jabot.jbrj.gov.br/>. Acesso em: 16 nov. 2020.

JUVENAL, J. C. **Avifauna de duas áreas do Parque Nacional de Ilha Grande, Paraná, Brasil**. 2010. 39 p. Dissertação (Mestrado em Zootecnia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2010. Disponível em: <https://tede.unioeste.br/handle/tede/1622>. Acesso em: 01 dez. 2025.

KAEHLER, M. *et al.* **Plantas Vasculares do Paraná**. Curitiba: Departamento de Botânica, 2014. 245 p.

NASSER, M. “Abusos do EUA abalam orgulho pelos dias de resistência”. Entrevistado: Evaldo Buttura. **H2FOZ**, Foz de Iguaçu, jun. 2008. Disponível em: <https://www.h2foz.com.br/sem-categoria/abusos-do-eua-abalam-orgulho-pelos-diasde-resistencia-4627/>. Acesso em: 30 ago. 2021.

OLIVEIRA, V. S. K. de. **Implicações socioambientais causadas pelo processo de ocupação da região oeste do estado do Paraná entre as décadas de 1940 e 1980**. 2013. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Marechal Cândido Rondon, 2013.

PICANÇO, W.; CARDOSO, P. H.; CABRAL, A. **Moritzia in Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB27592>. Acesso em: 27 mai. 2024.

PPG I – THE PTERIDOPHYTE PHYLOGENY GROUP. A community-derived classification for extant lycophytes and ferns. **Journal of Systematics and Evolution**, v. 54, n. 6, p. 563-603, 2016. DOI: <https://doi.org/10.1111/jse.12229>. Acesso em: 01 dez. 2025.

RAUBER, C. R. *et al.* Synopsis of Rubiaceae from the Iguaçu National Park, Paraná, Brazil. **Rodriguésia**, Rio de Janeiro, v. 72, n. 4, e02502019, 2021. DOI: <https://doi.org/10.1590/2175-7860202172049>. Acesso em: 01 dez. 2025.

REFLORA – HERBÁRIO VIRTUAL. **Reflora – Herbário Virtual**. 2021. Disponível em: <http://reflora.jbrj.gov.br/reflora/herbarioVirtual/>. Acesso em: 31 mai. 2024.

RODRIGUES, R. S. *Leptolobium* in **Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB83279>. Acesso em: 31 mai. 2024.

ROSA, G. S.; SOUZA, P. M. Representatividade das coletas botânicas nas mesorregiões do Estado do Paraná. In: JORNADA DE INICIAÇÃO CIENTÍFICA DA UENP, 4., 2014, Maringá. **Anais [...]**. Jacarezinho: UENP, 2014. p. 1–8.

SHIMIZU, G. H. *et al.* *Vochysiaceae* in **Flora e Funga do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro. Disponível em: <https://floradobrasil.jbrj.gov.br/FB15296>. Acesso em: 31 mai. 2024.

SOUZA, V. C. *et al.* **Guia das plantas do Cerrado**. Piracicaba: Táxon Brasil, 2018. 298 p.

TAYLOR, C. *Palicourea* in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://floradobrasil2015.jbrj.gov.br/FB14134>. Acesso em: 17 mai. 2024.

TAYLOR, C.; GOMES, M.; ZAPPI, D. *Psychotria* in **Lista de Espécies da Flora do Brasil**. Rio de Janeiro: Jardim Botânico do Rio de Janeiro, 2015. Disponível em: <http://floradobrasil2015.jbrj.gov.br/FB39121>. Acesso em: 27 mai. 2024.

TROCHEZ, L. F. C. *et al.* Apresentação checklist de las fanerógamas do Parque Nacional do Iguaçu, Foz do Iguaçu-PR, Brasil. **RELEA**, Foz do Iguaçu, v. 1, n. 2, p. 71-102, jan.-jul. 2017.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ (UFPR). CENTRO DE PESQUISAS FLORESTAIS. **Inventário Florestal da Região de Influência de Itaipu**: Relatório final. Curitiba: La Universidad, 1978. 329 p. Disponível em: http://www.itaipu.gov.br/bib/index.php?codigo_sophia=1772. Acesso em: 19 mar. 2021.

WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP: HUCITEC, 2001. v. 1. 305 p.

WANDERLEY, M. G. L.; SHEPHERD, G. J.; GIULIETTI, A. M. **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP: HUCITEC, 2002. v. 2. 305 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2003. v. 3. 367 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: FAPESP: RiMa, 2005. v. 4. 428 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2007. v. 5. 387 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, FAPESP, 2009. v. 6. 334 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2012. v. 7. 332 p.

WANDERLEY, M. G. L. *et al.* **Flora Fanerogâmica do Estado de São Paulo**. São Paulo: Instituto de Botânica, 2016. v. 8. 390 p.

WFO: World Flora Online. **World Flora Online**. 2023. Disponível em: <http://www.worldfloraonline.org/>. Acesso em: 31 mai. 2024.

ZIOBER, B. R.; ZANIRATO, S. H. Ações para a salvaguarda da biodiversidade na construção da usina hidrelétrica Itaipu Binacional. **Ambiente & Sociedade**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 59-78, 2014. Disponível em: <https://www.scielo.br/j/asoc/a/knBD9Czbd3jDkQpt5Pqn7yb/?format=html&lang=pt>. Acesso em: 01 dez. 2025.

SOBRE OS AUTORES

Ágatha Kohmoto Verzotto

Ágatha Kohmoto Verzotto nasceu em Osasco/SP e se mudou para Foz do Iguaçu/PR em 2016, quando começou o curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade (concluído em 2022). Durante a graduação, realizou, em condição de bolsista, três iniciações científicas no Laboratório de Biogeografia e Macroecologia; participou ativamente na fundação do Centro Estudantil de Ciências Biológicas *Hydrochoerus hydrochaeris* (CEBHy), atuando no cargo de presidente por três anos (2018 a 2020); presidiu a IV Semana Acadêmica de Biologia (2019) e participou como Diretora de Esportes da Atlético Panteras AACBio (2018). Trabalhou como monitora no XXXII Congresso de Zoologia (2018), no III Encontro Nacional de Jogos e Atividades Lúdicas no Ensino de Química, Física e Biologia (2018) e no II Simpósio Latino-Americano de Bio-ciências (2019). Apresentou um trabalho de iniciação científica no II SIEPE (Semana Integrada de Ensino, Pesquisa e Extensão, 2019) e foi membro da equipe de organização do estande do curso de Ciências Biológicas — Ecologia e Biodiversidade na Mostra de Cursos do mesmo evento. Teve resumos de trabalhos publicados no Humboldt 250/ 2º Congresso Latino-Americano de Biogeografia (2019) e na 10a Conferência Bienal — Sociedade Internacional de Biogeografia (2022). Estagiou voluntariamente no Laboratório de Limnologia (2020) e no Projeto Onças do Iguaçu (2021-2022). Trabalha atualmente como consultora ambiental, realizando resgates e monitoramentos de fauna silvestre para concessão de licenciamento ambiental no estado do Paraná.

Diego Fernando Cadena Mantilla

Diego Fernando Cadena Mantilla es natural de Bucaramanga, Santander, Colombia. Graduado en Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad por la UNILA y Magíster en Ciencias por la misma institución. Actuó, durante su recorrido por la UNILA, en diversos proyectos involucrados con la genética de poblaciones, identificación de especies por barcoding y desarrollo de protocolos de monitoreo por ADN ambiental. Actualmente se encuentra como biólogo adjunto en el Instituto Misionero de Biodiversidad (IMi-Bio) en la ciudad de Puerto Iguazú, Misiones, Argentina, como encargado del área de biología molecular, desarrollando proyectos de metagenómica enfocados principalmente en el monitoreo y regeneración de los recursos hídricos y los servicios ecosistémicos del suelo.

Elaine Della Giustina Soares

Elaine Della Giustina Soares é curitibana (PR/Brasil), graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal do Paraná e Mestre e Doutora em Ciências Biológicas (Entomologia) pela mesma universidade. Durante seus estudos se especializou em Taxonomia e Sistemática de Diptera (Muscidae) e, atualmente, tem estudado também a biologia dos Diptera de forma mais geral. Ingressou como docente do ensino superior na Universidade Federal do Espírito Santo em 2008, e está na UNILA desde 2013, atuando como professora dos cursos de Ciências Biológicas — Ecologia e Biodiversidade, Licenciatura em Ciências da Natureza, Biotecnologia e no programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical. Atuou, entre 2016 e 2023, na coordenação do Curso de Ciências Biológicas, ora como coordenadora, ora como vice, participando também da última revisão do PPC do curso. Vem atuando, desde

2010, em atividades de extensão, em projetos relacionados à Dip-
tera, de forma geral, e mais especificamente a mosquitos e sua
interação com a saúde ambiental e humana.

Keryny Dorcimil

Keryny Dorcimil é natural do Haiti e mora no Brasil há 10 anos. Formou-se em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade, pela UNILA, em 2023. Trabalha atualmente como analista de laboratório físico-químico em uma empresa multinacional no Paraná. Sua linha de pesquisa é voltada para a entomologia médica, especificamente sobre o *Aedes aegypti*, objeto do seu trabalho de conclusão do curso. Participou em alguns projetos de pesquisas sobre o assunto e, no momento, está cursando de forma remota curso de entomologia médica ofertado pelo Instituto Louis Pasteur (França) e de Qualidade em Laboratório (segundo a norma ISO 15189) ofertado pela França Universidade Digital (France Université Numérique, FUN). Seu objetivo é se tornar doutora pesquisadora na área. Keryny acredita que cada ser humano é um deus dotado do potencial de criar seu próprio universo, independentemente de sua origem sócio-econômica.

Laura Cristina Pires Lima

Laura Cristina Pires Lima é sul mato-grossense, graduada em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS-2003), mestre em Botânica pela Universidade Federal de Viçosa (UFV-2006), doutora em Botânica pela Universidade Estadual de Feira de Santana (UEFS-2011), com doutorado sanduíche no Royal Botanic Gardens (Kew, Londres). Durante seus estudos se especializou em Taxonomia e Sistemática de angiospermas com enfoque na família das leguminosas. Ingressou na UNILA em 2014, e, desde então, tem atuado como professora das disciplinas de Botânica dos cursos de Biotecnologia, Ciências Biológicas –

Ecologia e Biodiversidade, Licenciatura em Ciências da Natureza, e no programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical. É curadora do herbário Evaldo Buttura (EVB) desde 2015, e tem orientado ICs, TCCs e dissertações com a Flora local. Desde 2017 tem atuado em projetos de extensão com enfoque na divulgação do herbário, Botânica no Cotidiano, ensino de Botânica e alfabetização científica na área de Biologia.

Licet Fernanda Calambás Trochez

Licet Fernanda Calambás Trochez es de Morales, Cauca, Colombia, y egresada de la carrera de Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad de la Universidad Federal de Integración Latinoamericana (UNILA). Es inmensamente grata a la UNILA por haber dado la oportunidad de estudiar y por los auxilios de asistencia estudiantil que recibió durante su pregrado, pues fueron fundamentales para poder mantenerse y terminar su carrera de pregrado. También le agradece a todos los profesores del curso de Ciencias Biológicas – Ecología y Biodiversidad por todas las enseñanzas, y en especial a aquellos con los que tuve la oportunidad de desarrollar y participar de proyectos de investigación o extensión, por haber sembrado en ella una semilla y gusto por la investigación. Semilla que ha ido creciendo, ha ido madurando y le ha permitido aprender nuevas técnicas de investigación, que sigue usando y mejorando durante el desarrollo del doctorado en Botánica de la Universidad Federal de Paraná, que actualmente cursa.

Luiz Henrique Garcia Pereira

Prof. Dr. Luiz Henrique Garcia Pereira possui Licenciatura e Bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2006, 2007), e Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2011). Realizou Pós-Doutorado na

área de Genética Animal pelo Departamento de Morfologia e pelo programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas (Genética) da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho (2013). Atualmente é professor associado II nas áreas de Biologia Molecular e Genética da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), onde atua desde 2013, lecionando para os cursos de Ciências Biológicas - Ecologia e Biodiversidade, Biotecnologia e Licenciatura em Ciências da Natureza. Tem como principal linha de pesquisa o estudo da Biodiversidade da ictiofauna neotropical utilizando, principalmente, ferramentas da genética e biologia molecular, abordando os seguintes temas: biodiversidade e ecologia de riachos; variabilidade genética, DNA barcoding, conservação genética, genética e genômica de populações, eDNA.

Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior

Luiz Roberto Ribeiro Faria Junior nasceu em Taubaté, SP, mas foi criado em Itanhandu, MG, cidade que considera sua terra natal. É bacharel em Ciências Biológicas (UNITAU, 2002), mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (UFMG, 2005) e doutor em Ciências Biológicas (Entomologia) (UFPR, 2009). Foi professor temporário no Centro Universitário Norte do Espírito Santo da Universidade Federal do Espírito Santo (CEUNES/UFES) entre 2011 e 2013. É professor da Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA) desde 2013.

María Noel Clerici Hirschfeld

María Noel Clerici Hirschfeld é de Montevideo, Uruguay. Ingressou na UNILA em 2012 e formou-se no curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade em 2016. É Mestre em Biologia Animal pela Universidade Federal de Pernambuco (2019) e Doutora em Ecologia pela Universidade Federal do Rio Grande do Norte (2024). Entre suas principais linhas de investigação, pes-

quisa a história da Ecologia em/desde a América Latina, tema que considera consequência da sua formação como bióloga na UNILA, dada as características singulares do curso e o espaço de indagação gerado pelo Ciclo Comum de Estudos. Atualmente continua colaborando com a instituição, tendo participado como docente convidada no Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade Neotropical (PPGBN/UNILA). Está vinculada atualmente ao Laboratório de Estudios Sociales de la Ciencia da Universidad Nacional Autónoma de México (UNAM), onde realiza pós-doutorado.

Mariana Gabriely da Silva Menezes

Mariana Menezes é brasileira, nascida em Foz do Iguaçu (PR), e ingressou no curso de Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade em 2015. Trabalhou, durante a graduação, especialmente na área de botânica, estagiando no Herbário Evaldo Buttura em 2019. Atua, no momento, junto ao Observatório Educador Ambiental Moema Viezzer (OBEAMV) no projeto "Monitoramento Participativo de áreas prioritárias para conservação em Foz do Iguaçu".

Michel Varajão Garey

Michel Varajão Garey é natural de Cruzeiro, no interior do estado de São Paulo, Brasil. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Alfenas, mestre em Ecologia e Conservação pela Universidade Federal do Paraná e doutor em Biologia Animal pela Universidade Estadual Paulista. Desde 2013 é professor na Universidade Federal da Integração Latino-Americana. Desenvolve pesquisas nas áreas de ecologia de populações, comunidades e metacomunidades, conservação da biodiversidade e comportamento, principalmente de anfíbios.

Paola Andrea Diaz Lopez

Paola Andrea Diaz Lopez nasceu em Bogotá, Colômbia. Desenvolveu, desde cedo, um profundo interesse pela biologia e pela conservação ambiental. cursou, em Bogotá, Licenciatura em Biologia na Universidad Distrital Francisco José de Caldas (UDFJC), onde se desenvolveu como educadora ambiental, com um foco especial no combate ao tráfico ilegal de animais silvestres e na conservação dos ecossistemas colombianos. Posteriormente, ingressou na Universidade Federal da Integração Latino-Americana (UNILA), onde estudou Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade. Na UNILA, participou ativamente de projetos, como o projeto institucional de enfrentamento ao coronavírus. Foi monitora na Divisão de Apoio à Acessibilidade e Inclusão da Pessoa com Deficiência e atuou no apoio técnico do herbário Evaldo Buttura. Desenvolveu um interesse crescente pelo uso dos Sistemas de Informação Geográfica, integrando-os com a conservação. Cursa atualmente o mestrado no Programa de Etnobiologia e Conservação da Natureza da Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE). É integrante de grupo de pesquisa no Laboratório de Etologia Teórica e Aplicada (LETA), onde estuda o comportamento e a cognição de *Callithrix jacchus*. Sua pesquisa continua a refletir seu compromisso com a conservação da biodiversidade e o avanço da ciência.

Peter Löwenberg Neto

Peter Löwenberg Neto é natural de Curitiba/PR, tem graduação em Ciências Biológicas (2003), Mestrado (2007) e Doutorado em Ciências (2009) pela Universidade Federal do Paraná. Desde 2010, é professor do Curso de Bacharelado em Ciências Biológicas - Ecologia e Biodiversidade da UNILA. Participou da elaboração e implementação do primeiro Projeto Pedagógico (2010 a 2011) e foi o primeiro Coordenador do Curso (2011 a 2012). Participou, posteriormente, como membro titular e suplente do Colegiado

(2015 a 2017) e foi presidente do Núcleo Docente Estruturante (2020 a 2023). Orientou mais de 40 discentes do curso em monitorias, iniciação científica, trabalhos de conclusão de curso e estágios curriculares obrigatórios. É responsável pelas disciplinas de Biogeografia e Macroecologia, já tendo lecionado outras sete disciplinas obrigatórias e optativas. É autor do livro Mapeamento da distribuição geográfica de espécies na região Neotropical: manual de aulas práticas pela EDUNILA, elaborado a partir da disciplina de Biogeografia ofertada para o curso ao longo de 12 anos.

RELATOS DA NOSSA CASA

estudos da biodiversidade em uma universidade
latino-americana e caribenha

O presente volume reúne uma coletânea de sete Trabalhos de Conclusão de Curso (TCC) desenvolvidos no âmbito da graduação em Ciências Biológicas – Ecologia e Biodiversidade da Universidade Federal da Integração Latino-Americana, UNILA. Mesmo a partir desse recorte, é possível observar um panorama representativo da pluralidade de temas, abordagens, grupos biológicos e contextos geográficos investigados pelos discentes. De forma complementar, os estudos trazem contribuições significativas para o conhecimento da biodiversidade na América Latina e no Caribe — o que se mostra premente ante a urgência do Antropoceno e do Capitaloceno. Os trabalhos apresentam questionamentos situados na problemática atual do uso dos biomas latino-americanos, abordando suas diversidades, prioridades de conservação e estratégias de manejo.

Apoio:

