



edifapes

# ECOLOGIA DE RIACHOS NO *ALTO* URUGUAI GAUCHO

ORGANIZADORES

**LUIZ UBIRATAN HEPP**

**ROZANE MARIA RESTELLO**

LUIZ UBIRATAN HEPP  
ROZANE MARIA RESTELLO  
(Organizadores)

ECOLOGIA DE RIACHOS NO ALTO URIGUAI GAÚCHO

EdiFAPES

ERECHIM, RS  
2020

Todos os direitos reservados à EDIFAPES.

Proibida a reprodução total ou parcial, de qualquer forma e por qualquer meio mecânico ou eletrônico, inclusive através de fotocópias e de gravações, sem a expressa permissão dos autores. Os dados e a completude das referências são de inteira e única responsabilidade dos autores.

Livraria e Editora

**CONSELHO EDITORIAL**

Adilson Luis Stankiewicz (URI / Erechim/RS)

**Presidente**

Arnaldo Nogaro (URI / Erechim/RS)

Cláudia Petry (UPF / Passo Fundo/RS)

Elcemina Lucia Balvedi Pagliosa (URI / Erechim/RS)

Elisabete Maria Zanin (URI / Erechim/RS)

Jadir Camargo Lemos (UFSM / Santa Maria/RS)

José Eduardo dos Santos (UFSCar - São Carlos/SP)

Maria Elaine Trevisan (UFSM / Santa Maria/RS)

Michèle Satto (IFMT / Cuiabá/MT)

Neila Tonin Agranionih (UFPR / Curitiba/PR)

Sérgio Bigolin (URI / Erechim/RS)

Yuri Tavares Rocha (USP / São Paulo/SP)

**Projeto gráfico e diagramação:**

Trem da Ilha Serviços Editoriais

**Capa (criação e layout):**

João Rio

**Revisão gramatical e ortográfica:**

Honorino Angelo De Marchi

E19 Ecologia de Riachos no Alto Uruguai Gaúcho [recurso eletrônico] / organização Luiz Ubiratan Hepp, Rozane Maria Restello. – Erechim, RS: EdiFAPES, 2020.  
1 recurso online  
ISBN 978-65-88528-01-3 .  
1. Limnologia – Alto Uruguai Gaúcho 2. Riachos 3. Planejamento ambiental  
4. Monitoramento biológico – riachos 5. Diversidade taxonômica I. Hepp, Luiz Ubiratan II. Restello, Rozane Maria

C.D.U.: 504.06(816.5)

Catálogo na fonte: bibliotecária Sandra Milbrath CRB 1012/78

Av. 7 de Setembro, 1621  
99.709-910 – Erechim-RS  
Fone: (54) 3520-9000  
www.uricer.edu.br

# SUMÁRIO

- 5 Agradecimentos**
- 6 Apresentação**
- 8 A Limnologia no Alto Uruguai Gaúcho: um breve relato histórico**  
Rozane Maria Restello, Luiz Ubiratan Hepp
- 15 A Limnologia no Alto Uruguai Gaúcho: características ambientais**  
Luiz Ubiratan Hepp, Rozane Maria Restello
- 33 Monitoramento biológico de riachos com o uso de invertebrados aquáticos**  
Rozane Maria Restello, Luiz Ubiratan Hepp
- 52 Diversidade taxonômica e funcional de invertebrados em riachos no Alto Uruguai Gaúcho**  
Sílvia Vendruscolo Milesi, Luiz Ubiratan Hepp
- 74 Decomposição de detritos foliares em riachos de Floresta com Araucária (Rio Grande do Sul)**  
Luiz Ubiratan Hepp, Cristiane Biasi, Lucas Eugenio Fontana
- 100 Contaminação de riachos por metais e seus efeitos sobre macroinvertebrados bentônicos na Região Alto Uruguai Gaúcho**  
Rafael Chaves Loureiro, Monik Compagnoni Martins, Albanin Mielniczki Pereira
- 124 Gestão para a conservação e uso sustentável da água – um olhar a partir das políticas públicas**  
Sônia Beatris Balvedi Zakrzewski, Franciele Rosset de Quadros, Vanderlei Secreti Decian
- 156 Sobre os autores**

## AGRADECIMENTOS

**E**sta obra se concretiza após 20 anos de atividades no Laboratório de Biomonitoramento da URI. Ao longo destes anos, o apoio institucional dado pela URI, a partir de bolsas de iniciação científica, estrutura física e recursos destinados a aquisição de materiais básicos para as atividades de campo e laboratório, foram fundamentais para desenvolvimento de projetos. Ainda, a captação de recursos externos com a aprovação de projetos junto à Secretaria de Ciência e Tecnologia do Estado do Rio Grande do Sul (Programa de apoio aos Pólos de Inovação e Modernização Tecnológica), Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado do Rio Grande do Sul (Editais Recém-Doutor, Bolsas BIC/FAPERGS), Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (Editais Universal, Bolsa Produtividade e Bolsas PIBIC/CNPq) e Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (Bolsas PROSUC/CAPES), consolidaram ao longo dos anos, as atividades desenvolvidas no que se refere a geração de conhecimento e, especialmente, na formação de recursos humanos. Nosso reconhecimento aos colaboradores desta obra, sejam eles, autores e coautores dos capítulos e aos colegas das instituições brasileiras, que contribuíram com seu conhecimento na leitura, revisão e sugestões aos textos dos capítulos aqui apresentados. A todas estas instituições e colegas, nossos sinceros agradecimentos.

Luiz U. Hepp  
Rozane M. Restello

## APRESENTAÇÃO

O livro “Ecologia de Riachos no Alto Uruguai Gaúcho” surge num contexto em que, embora se reconheça a importância dos ecossistemas aquáticos para a sociedade, muitos são os desafios que pesquisadores e instituições de ensino e pesquisa ainda terão que enfrentar na defesa do conhecimento científico. Ao longo das últimas décadas, a ausência de planejamento no uso do solo, aliado a políticas inadequadas, refletiram em um aumento da urbanização desordenada e da intensificação da agricultura e pecuária os quais tem levado a alterações na saúde dos ecossistemas aquáticos.

Os expressivos resultados apresentados ao longo dos 20 anos de pesquisa pela equipe do Laboratório de Biomonitoramento da URI e formatados nos capítulos aqui apresentados, demonstram a importância das pesquisas realizadas, e trazem um conhecimento científico aplicado de maneira exitosa no contexto regional, e que pode ser utilizado no enfrentamento dos problemas ambientais globais. Este livro é um notável produto, resultado de teses, dissertações, monografias e artigos publicados e, principalmente, que se pauta na contribuição para a formação e capacitação de pessoas. As informações aqui apresentadas, ao longo dos sete capítulos, com diferentes autorias, estão atreladas ao entendimento dos padrões e processos ecológicos, ao biomonitoramento e as estratégias de gestão e planejamento, buscando a conservação ambiental, os quais proporcionarão aos leitores, uma ampla e moderna visão sobre a Ecologia de Riachos na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul.

Parabenizo assim, o Professor Luiz Ubiratan Hepp e a Professora Rozane Maria Restello por terem nos proporcionado esta obra, a qual é fruto de um longo e cuidadoso processo de elaboração e pesquisas. Este livro preenche uma lacuna para o estado do conhecimento sobre os riachos

## **Apresentação**

em regiões de clima sub-tropical, e se revela como uma obra do interesse de estudantes, pesquisadores, analistas e gestores ambientais com grande contribuição para a comunidade científica brasileira.

Profa. Dra. Joseline Molozzi  
Universidade Estadual da Paraíba  
PPG em Ecologia e Conservação

# A LIMNOLOGIA NO ALTO URUGUAI GAÚCHO: UM BREVE RELATO HISTÓRICO

Rozane Maria Restello, Luiz Ubiratan Hepp

## INTRODUÇÃO

Estudos em Ecologia no Brasil têm avançado muito nos últimos anos. Observa-se esse crescimento nas mais diferentes áreas da Ecologia, muito em virtude do apoio recebido do Governo nos últimos anos, o que tem refletido nos inúmeros artigos científicos e livros publicados em periódicos brasileiros e estrangeiros. Entre as áreas da Ecologia, a Ecologia Aquática tem recebido grande atenção por parte de pesquisadores e estudantes, pois a relevância dos recursos hídricos é indiscutível. A Ecologia Aquática se reveste de grande importância e preocupação, tendo em vista a realidade no que diz respeito à qualidade e a quantidade de água no Planeta.

As atividades antrópicas como agricultura, urbanização, construção de reservatórios, dentre outras, têm sido cada vez mais constantes atualmente, para atender às demandas da população em termos de desenvolvimento econômico (Chin et al., 2014). Nesse sentido, a destruição e fragmentação de habitats naturais é muito alta (Melo et al., 2013). Dentre os recursos naturais sujeitos a ações antrópicas, os ambientes aquáticos estão entre os ambientes mais ameaçados pelas tais atividades (Vörösmarty et al., 2010). Assim, as bacias hidrográficas são afetadas diretamente pela agricultura, apresentando diminuição na qualidade da água e da biodiversidade aquática (Sensolo et al., 2012). Nesse contexto, a Região do Alto Uruguai do Rio Grande do Sul, denominada neste livro *“Alto Uruguai Gaúcho”*, se insere nesse cenário de ampla modificação de suas paisagens (Rovani et al., 2019). Dessa

forma, começam na URI, mais especificamente no Campus de Erechim, os primeiros trabalhos de pesquisa, com o objetivo de avaliar a qualidade da água de corpos hídricos regionais. Tais estudos inciam-se por volta do ano 2000 e foram os precursores das linhas de pesquisa, relacionadas a ambientes aquáticos, no Departamento de Ciências Biológicas.

O Laboratório de Biomonitoramento foi, oficialmente, criado em 2006, durante a elaboração do projeto de criação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia da URI. No entanto, as atividades científicas tiveram início, em meados do ano 2000, durante a realização do Curso de Especialização em Interpretação Ambiental, pelo, então estudante, Luiz U. Hepp com orientação da profa. Rozane M. Restello. A partir dessas atividades, formou-se o LIMNON – Grupos de Estudos em Limnologia, composto, também, por estudantes de graduação do curso de Ciências Biológicas da URI.

No decorrer do ano 2001, a atual docente da Universidade Estadual da Paraíba, Dra. Joseline Molozzi, integrou-se às atividades do LIMNON. Os trabalhos iniciais sobre a Limnologia, na Região do Alto Uruguai, concentraram-se em um estudo de avaliação da qualidade da água do Rio Suzana (Erechim) com o uso de macroinvertebrados bentônicos (Hepp, 2003) e um levantamento da diversidade de macrófitas aquáticas no mesmo corpo hídrico (Molozzi, 2003). A partir dessa data, as atividades foram estendendo-se a Trabalhos de Conclusão de Curso, Iniciação Científica, até 2004, quando Luiz U. Hepp inicia o curso de Mestrado em Biodiversidade Animal, na Universidade Federal de Santa Maria, desenvolvendo o projeto de Dissertação sobre a fauna de invertebrados aquáticos da Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga (Jacutinga) (Hepp, 2005). Esse trabalho consistiu em um amplo levantamento de informações limnológicas da Bacia Hidrográfica em questão, incluindo, análises de água, sedimento e comunidade bentônica.

Um trabalho marcante, para o estabelecimento do Laboratório de Biomonitoramento foi a aprovação, em 2006, do Projeto “Biomonitoramento das águas, pelo uso de macroinvertebrados bentônicos” financiado pela Secretaria de Ciência e Tecnologia do Rio Grande do Sul. Tal Projeto fomentou a aquisição dos primeiros equipamentos específicos do Laboratório, além

de facilitar a aquisição de um espaço físico próprio para o desenvolvimento das atividades do grupo de estudo. O desenvolvimento do referido Projeto proporcionou: a inclusão de estudantes ao grupo de estudo; desenvolvimento de publicações científicas; participação em eventos científicos; e início de cooperações nacionais. Posteriormente, à Pós-Graduação, *Lato sensu*, em Gestão de Recursos Hídricos contribuiu com o levantamento de informações limnológicas da Região e formação de recursos humanos na área, uma vez que vários estudos foram realizados em diferentes municípios do Alto Uruguai Gaúcho.

Com o passar do tempo, as ideias iniciais, baseadas no desenvolvimento de pesquisas sobre biomonitoramento de ambientes aquáticos, utilizando macroinvertebrados, foram ampliadas para estudos ecológicos em riachos da Região. Nos primeiros anos de implantação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, os projetos, desenvolvidos pela equipe do Laboratório de Biomonitoramento, estiveram ligados à linha de pesquisa 'Ecologia e Conservação da Biodiversidade'. Com a ampliação das ações desenvolvidas pelo Laboratório e a consolidação do Programa de Pós-Graduação em Ecologia, foi criada uma nova linha de pesquisa em que alguns novos projetos desenvolvidos pelo grupo do Laboratório, foram inseridos (Processos Estruturais, Funcionais e Modelagem Ambiental).

Atualmente, o grupo de pesquisadores e estudantes, vinculado ao Laboratório de Biomonitoramento da URI, dedicam-se a estudar respostas biológicas sobre padrões e processos ecológicos relacionados aos ambientes lóticos da Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul (Figura 1). Essa Região apresenta um mosaico de paisagens complexo, com várias classes de usos e ocupação da terra (Rovani et al., 2019). Dentre esses usos, destacam-se as atividades agrícolas que são predominantes na Região (cerca de 70%; Rovani et al., 2019), uma vez que a principal fonte econômica regional é a agricultura. Assim, a base conceitual que norteia todos os projetos, desenvolvidos no Laboratório, buscam responder, basicamente, duas questões: (i) Quais os efeitos das atividades antrópicas sobre o funcionamento dos riachos; e (ii) Como conciliar as atividades antrópicas com a manutenção da integridade ambiental

de riachos? Para responder tais questões, são utilizadas abordagens biológicas que estudam a estrutura e a composição de invertebrados bentônicos (e.g. diversidade beta) e o funcionamento dos ambientes aquáticos (e.g. decomposição de matéria orgânica). Esses estudos procuram convergir para a geração de conhecimentos sobre os ambientes aquáticos regionais, formação de recursos humanos e geração de informações que auxiliem na governança dos recursos hídricos, que venham a promover melhoria nos serviços ecossistêmicos.

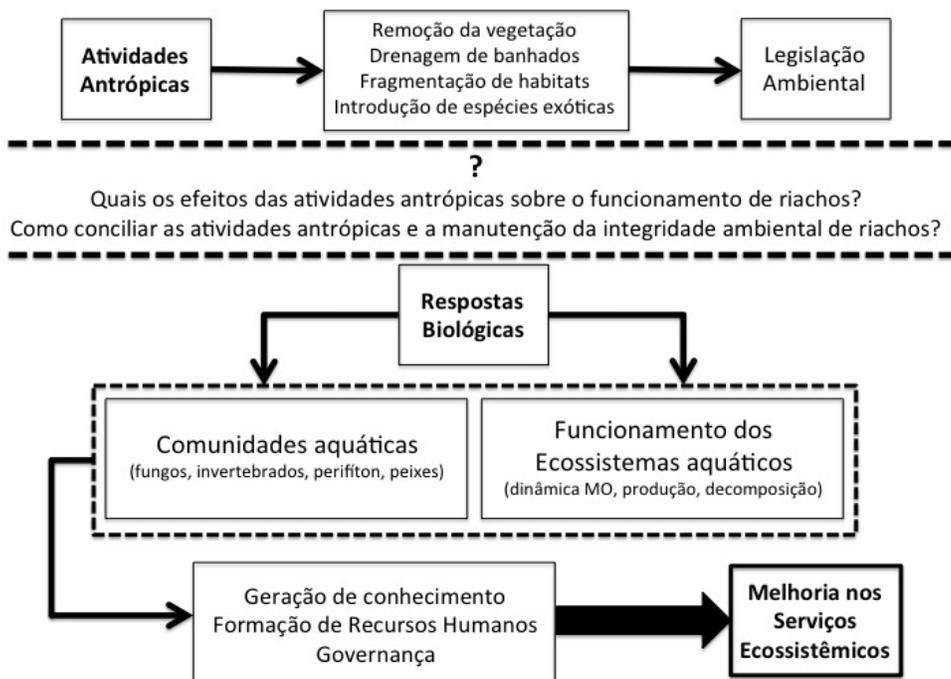


Figura 1. Fluxograma com as bases conceituais norteadoras das atividades científicas desenvolvidas no Laboratório de Biomonitoramento da URI.

Durante esses 20 anos de existência, inúmeros estudantes de Graduação e Pós-Graduação da URI, e de outras instituições de Ensino, tiveram parte ou toda sua formação científica realizada no Laboratório

de Biomonitoramento. Formação, essa, mediante atividades práticas de disciplinas, Trabalhos de Conclusão de Curso, Iniciação Científica, Dissertações de Mestrado, Teses de Doutorado e estágios de Pós-doutorado. Assim, além de receberem essa formação ecológica/limnológica, contribuíram para a geração de conhecimentos acerca de aspectos sobre a Limnologia de Ambientes Aquáticos da Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. Abaixo, listamos os estudantes que desenvolveram atividades, no Laboratório de Biomonitoramento da URI, nesses últimos 20 anos.

Adrieli Pedon	Cristiane Menegat
Alan Marmentini	Daiane Batisttoni
Alan Mosele Tonin	Daniel Galiano
Amanda Caren Binotto	Daniel José da Silva
Ana Carolina de Oliveira Chagas	Daniela Bianchi
Ana Paula Barchzack	Debora Sensolo
Ana Paula Vasco	Diane Nava
Analize Perussolo	Eduardo Cazuni
André Trevisan	Emanuel Contini Bertol
Andréia Horszczaruk	Emanuele dos Santos
Archeli Arpini	Fabiane Giaretta
Bruna Luisa Pastore	Fabiano Chaulet
Bruna Gorete Mazzonetto	Fabio Menin Tortelli
Caciane Larissa Rauch	Fernando Oscar da Veiga
Caique Rossett	Franciele Sganzerla
Carine da Silva	Frederico Machado Urbim
Catia Rambo	Gabriela Schultz da Silva
Catia Suzin	Gabriela Tonello
Cidiane Zeni	Gabriele Gaiki
Cintia Taschin	Gabrieli Martini
Claudiele Carus	Gabriella Pinto Gabriel
Cristiane Biasi	Gabrielle Molossi

Gisele de Souza dos Santos  
Jair Marques da Silva  
Jaquilini Piassão  
Jessé Renan Scapini Sobczak  
Jéssica Aline Osório  
Josiane Damiani  
Juliana Nazzari  
Julio Cesar Serrano Huinocana  
Kamila De Toni  
Leandro Ferrari  
Leticia Naziloski  
Leticia Rautta  
Lisiane Machado  
Lucas Eugenio Fontana  
Luz Ubiratan Hepp  
Maiane Bury de Oliveira  
Marcelo Didoné  
Mariana Nunes Menegat  
Marileude Didoné  
Marilia Fracasso  
Marisa Razzia Zanella  
Matheus Muller  
Mauriane Pessini Tortelli  
Mauro Ioris  
Mayara Breda  
Micheli Varotto  
Natalie Portela  
Patricia Lira Lazari  
Patricia Nunes  
Pedro F.C. de Moraes  
Priscila Krause  
Rafael Chaves Loureiro  
Rafael Filla  
Rayana Picolotto  
Regina Faturi  
Rejane Cominetti  
Rocheli Maria Ongaratto  
Rodrigo König  
Rodrigo Zorzetto  
Rudinei Paulo Barbieri  
Sabrina Munaron Albani  
Silvia Vendruscolo Milesi  
Simone A. May  
Tais Conti Bauke  
Thais Carla Oelke  
Tobias Biazi  
Ustane da Silva Moscatto  
Vanessa Janesko  
Vanessa Mendes  
Vitória Carolina Zanatta Barroso  
Wanessa Deliberalli

## REFERÊNCIAS

- Chin, A., Florsheim, J.L., Wohl, E., Collins, B.D. Feedbacks in Human-Landscape Systems. **Environmental Management**. 53: 28–41, 2014.
- Hepp, L.U. Ocorrência e Distribuição Espacial de Macroinvertebrados Bentônicos no Rio Suzana, Erechim-RS. **Monografia**. Especialização em Ciências Ambientais - Interpretação Ambiental. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões, URI, 2003.
- Hepp, L.U. Fauna de Invertebrados Aquáticos na Bacia Hidrográfica do Rio Jacutinga, Jacutinga-RS. **Dissertação**. Mestrado em Ciências Biológicas (Biodiversidade Animal). Universidade Federal de Santa Maria, UFSM, 2005.
- Melo, F. P., Arroyo-Rodriguez, V., Fahrig, L., Martinez-Ramos, M., Tabarelli, M. On the hope for biodiversity-friendly tropical landscapes. **Trends, Ecology and Evolution**. 28: 462-468, 2013.
- Molozzi, J. Diversidade de Macrófitas Aquáticas Rio Suzana-Erechim/RS e suas Relações com os Níveis de Nutrientes. **Monografia**. Especialização em Ciências Ambientais-Interpretação Ambiental. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões Erechim, URI, Brasil. 2003.
- Rovani I.L., Santos J.E., Decian, V.S. and Zanin, E.M. Assessing naturalness changes resulting from a historical land use in brazil south region: an analysis of the 1986-2016 Period. **Journal of Environmental Protection**.10: 149-163, 2019.
- Sensolo, D., Hepp, L.U., Decian, V.S., Restello, R.M. Influence of landscape on assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**. 48: 391-400, 2012.
- Vörösmarty, C.J., McIntyre, P.B., Gessner, M.O., Dudgeon, D., Prusevich, A., Green, P., Glidden, S., Bunn, S.E., Sullivan, C.A., Liermann, C.R., Davies, P.M. Global threats to human water security and river biodiversity. **Nature**. 467: 555-561, 2010.

# A LIMNOLOGIA NO ALTO URUGUAI GAÚCHO: CARACTERÍSTICAS AMBIENTAIS

Luiz Ubiratan Hepp, Rozane Maria Restello

## INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas são as unidades de gerenciamento mais comuns entre os órgãos de gestão de recursos naturais. Da mesma forma, a maioria dos estudos científicos desenvolvidos em Ecologia Aquática, usam as bacias hidrográficas como uma maneira de ‘limitar’ a área de estudo, obviamente, dependendo do foco do estudo. Porém, o conceito de Bacia Hidrográfica pode ter significados mais amplos, dependendo da área do conhecimento que utilizar essa unidade da paisagem. Segundo Pires et al. (2002), “o conceito de bacia hidrográfica envolve explicitamente o conjunto de terras drenadas por um corpo d’água principal e seus afluentes e representa a unidade mais apropriada para o estudo qualitativo e quantitativo do recurso água e dos fluxos de sedimentos e nutrientes”.

A Região Alto Uruguai, do Rio Grande do Sul, situa-se na porção norte do Estado, e a maioria tendo suas principais bacias hidrográficas drenando para o rio Uruguai. A Região, dentro da organização da Agência Nacional de Águas está inserida em dois Comitês de Gerenciamento de Bacias Hidrográficas, os quais contemplam bacias hidrográficas importantes, no contexto estadual: Bacia Hidrográfica Apuaê-Inhandava e Passo Fundo.

De maneira geral, as bacias hidrográficas são compostas por cerca de  $\frac{3}{4}$  de rios de pequeno porte ( $\leq 3$ a ordem segundo Strahler). Dessa forma, esses ambientes são importantes locais de processamento de matéria orgânica e ciclagem de nutrientes, além de fontes de manutenção da biodiversidade

(Clarke et al., 2008). Rios e riachos são complexos mosaicos de tipos de habitats e de gradientes ambientais, caracterizados por uma alta conectividade e complexidade espacial (Allan, 2004). A importância de riachos de pequena ordem, em uma escala mais ampla (paisagem), deve-se às características hierárquicas da área de drenagem, o que possibilita o estudo da diversidade em caráter sistêmico (bacia hidrográfica) e não pontos particulares (riachos) (Clarke et al., 2008). Dessa forma, relações entre as variáveis ambientais, ao longo de múltiplas escalas, envolve complexas conexões entre o próprio ambiente e os organismos.

No Alto Uruguai Gaúcho, esse cenário não é diferente. A sua rede de drenagem é amplamente composta por pequenos rios (que chamaremos neste livro de 'riachos'), os quais drenam, em parte, para o norte da Região, em direção ao Rio Uruguai, e parte para o sul. Em termos de paisagem, tais riachos são influenciados pelas distinções dos usos e ocupação da terra, que ocorrem nessas duas porções (Figura 1). A porção norte da Região apresenta maior percentual de vegetação nativa, devido à rugosidade do terreno, e a porção sul apresenta maior percentual de uso agrícola, devido à menor rugosidade do terreno (Rovani et al., 2019). No entanto, essas características, referentes aos usos da terra, apresentam uma dinâmica fortemente relacionada às condições socioeconômicas da Região (Rovani et al., 2020). Isso torna os estudos ecológicos, sobre os corpos hídricos regionais, fundamental, para criar bases sólidas que venham a contribuir com ações de planejamento e gestão ambiental. Neste capítulo serão apresentadas as características gerais sobre os riachos na Região Alto Uruguai Gaúcho, destacando os usos da terra das áreas de drenagem desses ambientes e suas relações com a morfologia e a limnologia dos mesmos.

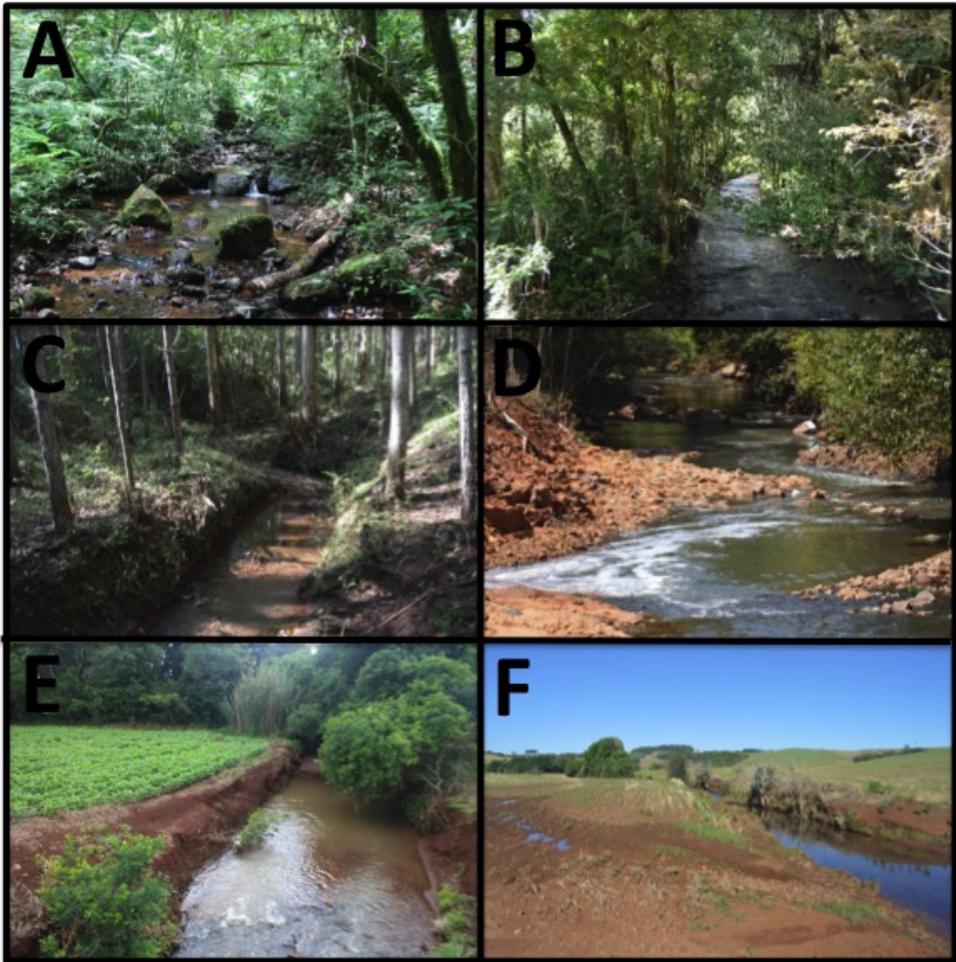


Figura 1. Vista geral de riachos no Alto Uruguai Gaúcho. A e B: condições minimamente impactadas, C: presença de *Pinus* na zona ripária, D: riacho em zona urbana, E e F: riachos em zonas agrícolas. Fotos: LUH.

## USOS E OCUPAÇÃO DA TERRA

O Alto Uruguai Gaúcho apresenta uma malha hídrica composta por inúmeros riachos de pequena ordem ( $\leq 3$ a ordem) (Figura 2). Assim, os

estudos limnológicos, desenvolvidos nos últimos 20 anos, concentraram-se em compreender os fatores físicos, químicos e biológicos desses ambientes em particular. Considerando-se que a bacia hidrográfica tem, basicamente, sua área drenada por 70-80% de riachos, tais ambientes tornam-se fundamentais para estudos que visem à auxiliar na conservação hídrica da Região.

Na Região, foram georreferenciadas 177 áreas de drenagem de riachos de, até, 3ª ordem, sendo que suas áreas de drenagem foram analisadas e quantificadas quanto às características hidromorfológicas e aos usos e ocupação da terra. De maneira geral, as áreas de drenagem correspondem a uma área média de 647 ha (145-1871 ha) e um perímetro médio de 10,6 km (4,6-22 km). Isso indica uma ampla variabilidade de tamanhos e formas, demonstradas pelo índice de circularidade das áreas de drenagem média de 0,7 (0,4-1,0), resultado de uma ampla heterogeneidade do relevo regional. Essa variabilidade de tamanhos e formas tem reflexo nos usos e ocupação da terra uma vez que, como a economia regional é, basicamente, agrícola (Rovani et al., 2020), as áreas de drenagem estão sujeitas a maior ou menor intensidade de atividades antrópicas (e.g. atividades agrícolas).

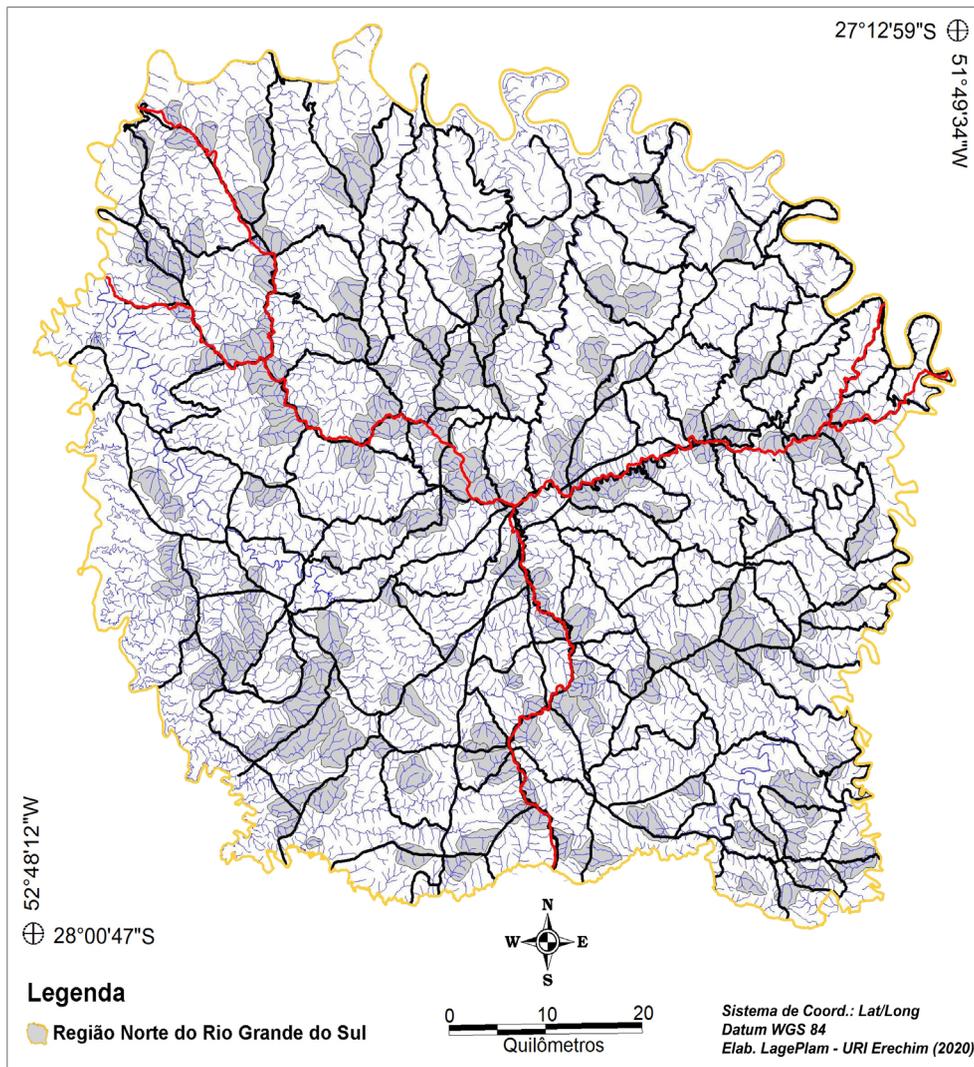


Figura 2. Áreas de drenagem de riachos de 3a ordem (áreas em cinza) no Alto Uruguai Gaúcho e as divisões pelo método Otto Pfafstetter proposto pela ANA.

Considerando-se a codificação de bacias hidrográficas, de Otto Pfafstetter, que é um dos métodos utilizados pela Agência Nacional de Águas no gerenciamento dos recursos hídricos, a Região Alto Uruguai gaúcho apresenta cinco bacias hidrográficas. A codificação de bacias hidrográficas, pelo método

'ottobacias', permite a organização hierárquica da rede hidrográfica, tem aplicação global e de fácil implementação computacional e, conseqüentemente, interage bem com Sistemas de Informação Geográfica (ANA, s/d).

As ottobacias da Região Alto Uruguai Gaúcho são a A (com 48 áreas de drenagem), PF (52 áreas de drenagem), U1 (12 áreas de drenagem), U2 (59 áreas de drenagem) e Z (6 áreas de drenagem) (Figura 1). Os usos da terra variam entre as ottobacias, sendo que as porções, mais ao norte da Região, apresentam maior declividade; logo, maior percentual de área com vegetação (Figura 3). Esse padrão da paisagem, referente aos usos e à ocupação do solo, é corroborado e discutido, exaustivamente, por Rovani et al. (2019; 2020).

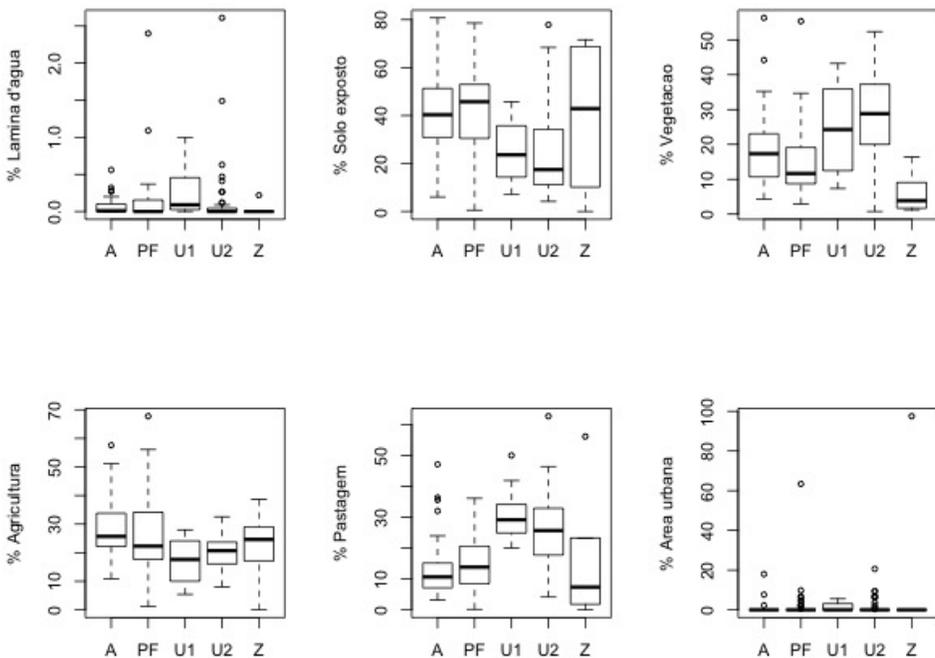


Figura 3. Usos e ocupação da terra nas áreas de drenagem de riachos de 3a. ordem no Alto Uruguai Gaúcho organizadas de acordo com o método Otto Pfafstetter proposto pela ANA.

Essa dinâmica da paisagem, na Região, afeta um dos componentes ecossistêmicos mais importantes para os riachos: a zona ripária. A zona ripária é uma área de transição entre o ecossistema terrestre e o aquático (i.e. um ecótono); dessa forma, sua integridade reflete diretamente na qualidade física, química e biológica dos riachos. A zona ripária de riachos possui inúmeras funções ecológicas primordiais para a manutenção do funcionamento desses ambientes, bem como à estrutura das comunidades aquáticas. Dentre as funções das zonas ripárias de pequenos riachos, destacam-se a capacidade de regulação dos regimes de luz e temperatura, o fornecimento de recursos para a biodiversidade, aquática e terrestre, a regulação do fluxo da água e nutrientes, além de proporcionar uma variedade de habitats e serviços ecossistêmicos (Naiman e Latterell, 2005). Picolotto et al. (2017) descreveram que as variáveis que melhor explicam a integridade de zonas ripárias são os percentuais de usos naturais (i.e. vegetação arbórea) e agrícolas na Região *buffer* (considerando-se 30 m em ambas as margens) (Figura 4), além da extensão da área com vegetação arbórea, estabilidade das margens e formas de vida vegetais. Em outras palavras, as zonas ripárias mais íntegras apresentam maior percentual de vegetação arbórea nas margens, o que gera maior estabilidade das margens, restringindo a zona ripária, a inundações. Além disso, a zona ripária com vegetação arbórea, apresenta melhores condições ecológicas. Tais características sustentam as relações observadas entre as características de zonas ripárias íntegras e suas funções ecológicas. Assim, a vegetação ripária é um componente ecológico importante para a qualidade ecológica dos riachos, influenciando diretamente na qualidade da água e, conseqüentemente, no funcionamento ecológico e na estrutura das comunidades, como será discutido nos próximos capítulos.

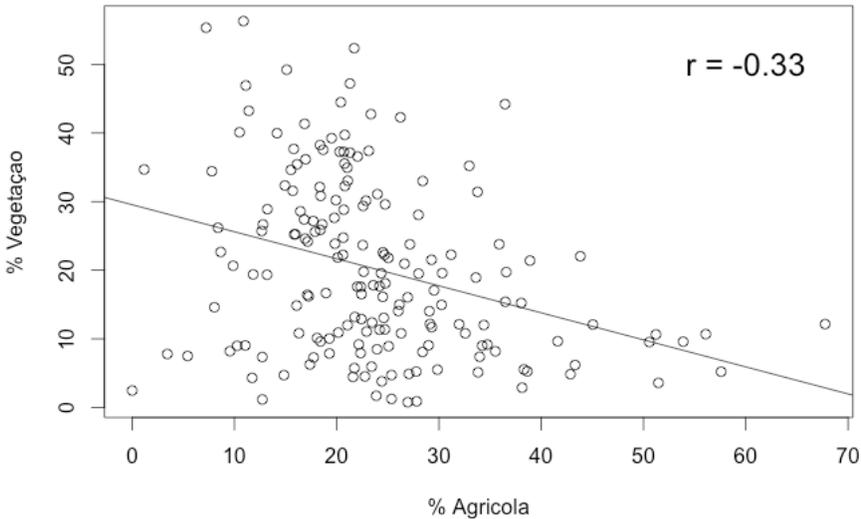


Figura 4. Relação entre vegetação e agricultura na zona ripária (30 m) de trechos de 3ª ordem de riachos na Região do Alto Uruguai Gaúcho.

## MORFOLOGIA DOS RIACHOS

As bacias hidrográficas são unidades ecossistêmicas adequadas para a avaliação dos impactos causados pelas atividades antrópicas (Fernandes e Silva, 1994). Assim, o conhecimento dos componentes da bacia e de suas interações é necessário para o uso racional desse recurso natural. Dessa forma, análises morfométricas detalhadas, em bacias hidrográficas revelam indicadores físicos importantes (Alves e Castro, 2003; Sreedevi et al., 2009). Tais indicadores podem ser utilizados para análises de vulnerabilidade da bacia a fenômenos como erosão, aporte de sedimentos, enchentes, inundações, dentre outras informações importantes que, juntamente com as informações de uso e ocupação da terra, permitem uma avaliação integrada, viabilizando a criação de mecanismos para o planejamento e gestão de bacias hidrográficas (Cardoso et al., 2006; Calil et al., 2012). Dessa forma, morfometria são a

medição e análise matemática da configuração da superfície da terra, assim como da forma e dimensão de seus acidentes geográficos (Biswas et al., 2014). Para a realização das análises morfométricas de bacias hidrográficas, têm-se utilizado, com frequência os Sistemas de Informação de Sensoriamento Remoto e Geográfico. Estes permitem uma análise espacial, favorecendo os estudos de vulnerabilidade ambiental (Malik et al., 2011).

Para a realização de análise morfométrica, avaliam-se dados físicos das áreas de drenagem, relacionados à topografia (clinografia) e à geomorfologia. São os seguintes os parâmetros morfométricos utilizados para essa análise, os quais seguem os procedimentos apresentados por Christofolletti (1980):

- a) *Tamanho total*: É o elemento básico para o cálculo das características físicas, calculadas em ha (hectares).
- b) *Perímetro*: Comprimento dos limites estabelecidos pelos divisores de água; é utilizado para o cálculo das características físicas.
- c) *Densidade de drenagem (Dd)*: Informa o comprimento do canal fluvial disponível para drenar cada unidade de área, informando a disponibilidade de escoamento hídrico superficial.
- d) *Índice de Circularidade (Ic)*: É a relação existente entre a extensão da área de drenagem e a área do círculo de mesmo perímetro.
- e) *Declividade Média (Dm)*: É a relação entre a soma dos comprimentos e a equidistância das curvas de nível, divididas pela extensão total das áreas de drenagem. Está relacionada ainda ao potencial erosivo da área de drenagem.
- f) *Coefficiente de Rugosidade (RN)*: Obtido a partir da multiplicação da densidade de drenagem pela declividade média. É um parâmetro ambiental que implica a susceptibilidade do solo à erosão hídrica e direciona o uso potencial das terras quanto às suas características (Baracuh et al., 2003).
- g) *Gradiente do Rio Principal (G)*: Relaciona a declividade do rio, ou canal, com a extensão do respectivo trecho. A utilização desse índice permite detectar,

no perfil longitudinal de um rio, alterações no seu curso, provocadas por anomalias, tais como: confluência de tributários, variações na resistência à erosão do substrato rochoso ou, ainda, por deformações neotectônicas (Fujita et al., 2011).

As áreas de drenagem de riachos do Alto Uruguai gaúcho variam de 0,45 a 1,78 km/km<sup>2</sup>. Para Christofolletti (1980), à medida que a densidade de drenagem aumenta, há diminuição quase proporcional do tamanho dos componentes fluviais das bacias de drenagem, e o cálculo da densidade de rios é importante porque representa o comportamento hidrográfico de determinada área, ou seja, a capacidade de gerar novos cursos d'água. Quanto maior for este índice, maior capacidade tem a bacia de escoar suas águas (Vilella e Mattos, 1975).

Em relação ao Índice de Circularidade (Christofolletti, 1980) afirmam que este tem por objetivo eliminar a subjetividade no que diz respeito à caracterização da forma das bacias. O índice de circularidade tende para unidade à medida que a bacia se aproxima da forma circular, e diminui à medida que a forma vai alongando. Deste modo, a maioria dos riachos do Alto Uruguai possuem forma alongada, pois o índice, de acordo com o cálculo, na maioria das áreas de drenagem estudadas, varia de 0,55 a 0,85 (Carus, 2015).

O gradiente de inclinação do canal principal das áreas de drenagem de riachos da Região variou de 3,73 a 70,32 m/m. Quanto menor o gradiente, a área, drenada por esse sistema fluvial, naturalmente não sofre uma grande pressão pela erosão fluvial, o que demonstra a grande importância dos processos erosivos nas vertentes (Stipp et al., 2010).

A declividade pode ser influenciada pela relação entre a precipitação e o deflúvio da bacia hidrográfica, podendo interferir na velocidade de escoamento superficial e infiltração de água no solo, mas pode ser amenizada pela cobertura vegetal (Silva et al., 2018). Nas áreas que apresentam declividade baixa, e muito baixa, podem ser desenvolvidas atividades como a agricultura e a pecuária, utilizando-se práticas simples de manejo do solo (Mioto et al., 2017), sendo esta, menos propensa à erosão,

porém aumentando a possibilidade de infiltração no solo (Barreto et al., 2017). Assim, a declividade e a cobertura vegetal tornam-se fatores importantes na tomada de decisão de um manejo adequado da bacia hidrográfica, visto que influenciam a precipitação efetiva, o escoamento superficial e o fluxo de água no solo (Silva et al., 2018). O coeficiente de rugosidade relaciona a disponibilidade do escoamento hídrico superficial com o potencial erosivo, expresso pela declividade média, ou seja: quanto maior for esse índice, maior será o risco de degradação da bacia quando as vertentes forem íngremes e longas (Silva et al., 2018).

Em trabalho realizado por Carus (2015), com 28 áreas de drenagem de pequenos riachos, foi observado que várias características morfológicas (e.g. gradiente do rio ou canal principal, declividade) apresentaram relações com o solo exposto e o uso agrícola nas áreas de drenagem dos ambientes aquáticos. Em adição, neste estudo, a autora observou relações das características morfológicas e de uso do solo com a composição da comunidade de larvas de Chironomidae. Quanto aos usos e ocupação da terra, a variabilidade na composição da assembleia de Chironomidae foi explicada pelo aumento das áreas com agricultura, urbanização e vegetação arbórea. Essas variações biológicas acabam sendo relacionadas, da mesma forma a declividade do terreno e o gradiente do rio ou canal principal. Dessa forma, as características morfológicas estão associadas aos usos e ocupação da terra, que, por sua vez, possuem potencial de estarem associadas às comunidades aquáticas, resultando em diminuição da diversidade e/ou aumento de alguns gêneros mais tolerantes às alterações ambientais.

## CARACTERÍSTICAS LIMNOLÓGICAS

Como descrita anteriormente, a variabilidade na matriz de paisagem gera modificações constantes nos usos da terra das bacias hidrográficas. Consequentemente, a qualidade limnológica dos riachos está sujeita a essas variações. De maneira geral, as características limnológicas dos corpos

hídricos têm forte relação com a geologia das bacias hidrográficas, bem como, com as atividades antrópicas que são desenvolvidas nessa unidade de gerenciamento. Nesse sentido, pode-se esperar que, em bacias com forte atividade urbana, haja a possibilidade de os corpos hídricos apresentarem elevada carga orgânica. Por outro lado, em regiões agrícolas, a incidência de nutrientes e agrotóxicos, dissolvidos na água, é alta, bem como de metais em zonas industriais.

A malha hídrica da Região Alto Uruguai Gaúcho tem algumas características particulares quanto aos aspectos limnológicos de seus riachos. Como a Região é composta por inúmeros pequenos rios e riachos, a morfologia do relevo é um fator importante para alguns desses ambientes. Outro ponto pertinente: a maioria das nascentes dos rios e riachos está situada em perímetros urbanos e, infelizmente, não existe sistema de tratamento de esgotos na maioria (ou totalidade) dos municípios da Região Alto Uruguai. Esses dois pontos assinalados (i.e. morfologia e aporte de esgotos) remetem a algumas interpretações bem claras. A primeira delas é que a declividade dos riachos, associada ao substrato formado por grande quantidade de pedras e rochas, faz com que a água desses riachos seja constantemente oxigenada, devido ao fluxo de correnteza e à agitação da água. A segunda interpretação inequívoca diz respeito à carga orgânica dissolvida nas águas desses riachos. Como os municípios da Região não possuem tratamento de esgotos, os resíduos domésticos são lançados diretamente nos corpos hídricos, contribuindo para um maior aporte de nitrogênio e fósforo aos ambientes e facilitando a ocorrência do processo de eutrofização desses ambientes (Hepp, 2013).

Conceitualmente, as variáveis limnológicas refletem diferentes condições dos ambientes aquáticos. Nesse sentido, a legislação brasileira (Resolução nº 357/2005 CONAMA; Conselho Nacional do Meio Ambiente) tem como base, para a classificação da qualidade dos corpos hídricos, e conseqüentemente, ao enquadramento dos corpos hídricos, uma vasta lista de variáveis físicas e químicas (orgânicas e inorgânicas), as quais, quando interpretadas em conjunto, definem os padrões de qualidade de água dos referidos ambientes aquáticos superficiais. No âmbito das Resoluções

CONAMA, tem-se algumas definições pertinentes, dentre tantas outras (veja Resolução nº 357/2005 CONAMA), no que tange às características limnológicas dos ambientes aquáticos superficiais:

- a) *Carga poluidora*: quantidade de determinado poluente, transportado ou lançado em um receptor, expressa em unidade de massa por tempo.
- b) *Classe de qualidade*: conjunto de condições e padrões de qualidade de água, necessários ao atendimento dos usos preponderantes, atuais ou futuros.
- c) *Condição de qualidade*: qualidade apresentada por um segmento de corpo-d'água, num determinado momento, em termos de usos possíveis com segurança adequada, frente às Classes de Qualidade.
- d) *Controle de qualidade da água*: conjunto de medidas operacionais que visam avaliar a melhoria e a conservação da qualidade da água, estabelecida para o corpo-d'água.

Dentre todos os termos definidos na Resolução, destacam-se esses, por serem relacionados diretamente às variações que são observadas nas variáveis limnológicas, de acordo com as atividades antrópicas de áreas adjacentes. Os riachos da Região Alto Uruguai Gaúcho apresentam características limnológicas particulares, muito em função dos aspectos descritos anteriormente (ausência de sistemas de tratamento de esgotos e atividades agrícolas).

Os estudos, realizados em riachos dessa Região apresentam foco, sobretudo, nas comunidades de macroinvertebrados bentônicos; no entanto, como forma de complementação das informações, características limnológicas da água foram quantificadas conjuntamente com os organismos. Nesses estudos alguns padrões têm sido observados para os riachos estudados, como faixa de variação de pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e concentrações de nutrientes (e.g. nitrogênio e fósforo). O pH das águas dos riachos é levemente ácido (de maneira geral, variando de 6 a 7), com alguns valores excedendo essa variação, mas nunca inferiores a 4 e superiores a 10. A variação observada está ligada ao aporte de esgotos domésticos

sem tratamento (ricos em nutrientes) o que, geralmente, proporciona um decréscimo da oxigenação das águas, devido á degradação microbiana da matéria orgânica e consequente diminuição do pH (Hepp, 2013). Em relação ao impacto urbano, este, sem dúvida, é um dos fatores antrópicos mais relevantes no que se diz respeito à qualidade das águas dos riachos na Região (Hepp et al., 2010; Hepp e Restello, 2010; Budke et al., 2012; Hepp, 2013). A condutividade elétrica é uma variável muito útil para a realização de diagnósticos rápidos sobre a qualidade das águas, pois seu resultado fornece uma ideia sobre a quantidade de substâncias dissolvidas na água. No entanto, a condutividade elétrica não possui um padrão regulamentador de valores máximos permitidos. O que tem sido observado é que os valores abaixo de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  representam água com baixo impacto antrópico (Hepp e Santos, 2009; Hepp et al., 2010). Por outro lado, locais com alto aporte de resíduos, especialmente resíduos orgânicos, fazem com que a condutividade elétrica chegue a valores superiores a 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

A oxigenação das águas dos riachos da Região tem relação direta com o aporte de matéria orgânica (relação negativa) e como fluxo de correnteza da água (relação positiva). Os valores de oxigênio são geralmente superiores a 6 mg/L, sendo que valores inferiores a estes, estão associados a locais com elevado aporte de esgotos domésticos e atividades agropecuárias (Hepp e Santos, 2009; Hepp, 2013). Os valores superiores de oxigenação ocorrem em porções mais altas da bacia hidrográfica e com alta correnteza, o que provoca uma auto-oxigenação das águas. Em complemento, a carga de nutrientes também é elevada nos riachos urbanos da Região (Hepp, 2013). Tais nutrientes são representados pelas concentrações de amônia, nitrato, nitrito, nitrogênio total e fósforo total. No entanto, as concentrações de nitrito e fósforo total são as variáveis mais utilizadas como indicadores químicos de qualidade da água, reportando ao processo de eutrofização dos corpos hídricos regionais.

## ESTADO DE CONSERVAÇÃO DOS RIACHOS E PERSPECTIVAS DE ESTUDOS

De forma geral, a urbanização e a agricultura são as atividades que mais impactam os recursos hídricos regionais. A urbanização, com o aporte de esgotos sem tratamento, colabora com o aumento da carga orgânica nas águas, enquanto que a agricultura contribui com a remoção da vegetação ripária e drenagem de banhados. Associados a essas atividades, outros prejuízos são observados como eutrofização, agrotóxicos, diminuição da qualidade ambiental (veja capítulos seguintes). Dessa forma, evidencia-se a necessidade de Ações integradas entre a academia e os gestores públicos, para proporem medidas consistentes que venham a ser efetivas para a conservação dos recursos hídricos regionais. Outro ponto importante é a ampliação da divulgação científica junto à comunidade geral, aprimorando o conhecimento das pessoas acerca das questões ambientais. Estudos mais detalhados sobre as características limnológicas dos riachos é uma lacuna relevante, inclusive, expandindo-se para regiões mais baixas da bacia. Isso facilitará a elaboração de planos de gestão, voltados às questões específicas de cada bacia de captação, de acordo com os usos da terra predominantes.

### REFERÊNCIAS

Allan, J.D. Landscapes and riverscapes: the influence of land use on stream ecosystems. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematic**. 35, 257–84, 2004.

Alves, J. M. P., Castro, P. T. A. Influência de feições geológicas na morfologia da bacia do rio Tanque (MG) baseada no estudo de parâmetros morfométricos e análise de padrões de lineamentos. **Revista Brasileira de Geociências**. 33(2): 117-127, 2003.

ANA – Agência Nacional de Água. Codificação de bacias hidrográficas pelo método de Otto Pfafstetter aplicação na ANA. **Apostila**. Brasília, s/d.

Baracuhy, J. G. V., Kurtz, S. M. J. M., Kurtz, F. C., Duarte, S. M. A., Lima, V. L. A. E., Rocha, J. S. M. Deterioração físico-conservacionista da microbacia hidrográfica do riacho Paus Brancos, Campina Grande, PB. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 7(1): 159-164, 2003.

Barreto, K. T., Pinto, M. L. C. Caracterização dos Indicadores Geomorfológicos na Bacia Hidrográfica do Rio Verde, Ponta Grossa – PR. **Geografia, Ensino & Pesquisa**. 21(2): 164-173, 2017.

Biswas, A., Majumdar, D. D. E., Banerjee, S. Morphometry Governs the Dynamics of a Drainage Basin: Analysis and Implications. **Geography Journal**. 2014, 14 p., 2014.

BRASIL. Resolução no 357 de 17 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Diário Oficial da União**. Seção 1, no 53, 18 de março de 2005. p 58-63, 2005.

Budke, J., Hepp, L.U., Decian, V.S., Zanin, E.M. Influência dos usos da terra sobre a composição e funcionalidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos: integrando processos entre paisagem, interface ribeirinha e comunidades biológicas. In: Santos, J.E.; Zanin, E.M.; Moschini, L.E. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: Rima, p. 310-323, 2012.

Calil, P. M., Oliveira, L. F. C., Kliemann, H. J. E., Oliveira, V. A. Caracterização geomorfométrica e do uso do solo da Bacia Hidrográfica do Alto Meia Ponte, Goiás. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**. 16(4): 433-442, 2012.

Cardoso, C. A., Dias, H. C. T., Soares, C. P. B. E., Martins, S. V. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. **Revista Árvore**. 30(2): 241-248, 2006.

Carus, C. A dinâmica da paisagem altera a comunidade de Chironomidae em riachos do sul do Brasil? Dissertação. PPG Ecologia. URI Erechim. 2015.

Christofoletti, A. **Geomorfologia**. 2. ed. São Paulo: Editora Blucher, 1980. 188p.

Clarke, A., Nally, R.M., Bond, N., Lake, P.S. Macroinvertebrate diversity in headwater streams: a review. **Freshwater Biology**. 53: 1707–1721, 2008.

Fernandes, M. R., Silva, J.C. **Programa Estadual de Manejo de Sub-Bacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias** - Belo Horizonte: EMATER MG. 24p. 1994.

Fujita, R. H., Gon, P. P., Stevaux, J. C., Santos, M. L. E., Etchebehere M. L. Perfil longitudinal e a aplicação do índice de gradiente (RDE) no rio dos Patos, bacia hidrográfica do rio Ivaí, PR. **Revista Brasileira de Geociências**. 41(4): 597-603, 2011.

Hepp, L.U. Caracterização limnológica de um rio urbano (erechim-rs): uma abordagem multivariada do gradiente longitudinal ao longo do tempo. **Perspectiva**. 37: 21-30, 2013.

Hepp, L.U., Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R.M. Effects of agriculture and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**. 27:106-113, 2010.

Hepp, L.U., Restello, R.M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliação de impactos resultantes dos usos da terra. In: Santos, J.E.; Zanin, E.M.; Moschini, L.E. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, Planejamento e Percepção**. São Carlos: Rima Editora, p.264-277. 2010.

Hepp, L.U., Santos, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 157:305-318, 2009.

Malik, I. M., Bhat, M. S. E., Kuchay N. A. Watershed based drainage morphometric analysis of Lidder catchment in Kashmir Valley using Geographical Information Systems. **Recent Research in Science and Technology**. 3(4): 118-126, 2011.

Mioto, C. L., Oliveira, R. V., Queiroz, S. D. M., Pereira, T. V., Anache, J. A. A.; Paranhos, F. A. C. Morfometria de bacias hidrográficas através de SIGs livres e gratuitos. **Anuário do Instituto de Geociências**. 37(2): 16-22, 2017.

Naiman, R.J., Latterell, J. J. Principles for linking fish habitat to fisheries management and conservation. **Journal of Fish Biology**. 67: 166-185, 2005.

Picolotto, R.C., Menegat, M.N., Restello, R.M., Hepp, L.U. Determinação de métricas para avaliação da integridade ecológica de riachos e zonas ripárias. **Anais do I Encontro Internacional de Ecologia e Conservação**. Erechim: EdiFapes. p. 312-319, 2017.

Pires, J.S.R., Santos, J.E.D., Del Prette, M.E. A utilização do conceito de bacias hidrográficas para a conservação dos recursos naturais. In. Schiavetti, A., Camargo, A.F.M. **Conceitos de bacias hidrográficas: teorias e aplicações**. Ilhéus: Editora UESC, p. 17-37, 2002.

Rovani, I.L., Decian, V.S., Zanin, E.M., Brandimarte, M., Quadros, F.R., Hepp, L. U. Socioeconomic Changes and Land Use and Land Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta e Ambiente**. 27: e20180258, 2020.

Rovani, I.L., Santos, J. E., Decian, V.S., Zanin, E.M. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016 Period. **Journal of Environmental Protection**. 10: 149-163, 2019.

Silva, G.C., Almeida, F. De P., Almeida, R.T.S., Mesquita, M., Alves Junior, J. Caracterização morfométrica da bacia hidrográfica do riacho Rangel-Piauí, Brasil. **Enciclopédia Biosfera**. 15(28): 244-258, 2018.

Sreedevi, P. D., Owais, S., Khan, H. H., Ahmed, S. Morphometric Analysis of a Watershed of South India Using SRTM Data and GIS. **Journal Geological Society of India**. 73(4): 543-552, 2009.

Stipp, N.A.F., Campo, R.A., Caviglione, J.H. Análise morfométrica da Bacia Hidrográfica do rio Taquara: uma contribuição para o estudo das ciências ambientais. **Portal da Cartografia**. 3(1): 105-124, 2010.

Villela, S. M., Mattos, A. **Hidrologia aplicada**. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil. 1975.

# MONITORAMENTO BIOLÓGICO DE RIACHOS COM O USO DE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

Rozane Maria Restello, Luiz Ubiratan Hepp

## INTRODUÇÃO

Os rios estão sujeitos a inúmeras perturbações, sejam elas oriundas da agricultura, urbanização, indústria, e também as de origem natural. Assim, o uso de parâmetros biológicos para conhecer a qualidade das águas, está ligado às respostas dos organismos em relação ao meio onde vivem, uma vez que estes reagem, direta e indiretamente, a essa influência. O biomonitoramento pode ser definido como o uso de respostas dos organismos vivos, para avaliar as mudanças ocorridas em um ambiente, geralmente causadas por ações antropogênicas (Buss et al., 2003) ou por variação natural (Cairns e Pratt, 1993). Em complemento, o termo “resposta biológica” se refere ao conjunto de reações de um indivíduo, ou de uma comunidade, em relação a um estímulo, ou a um conjunto de estímulos (Armitage, 1995). Finalmente, por “estímulos” entendemos algo que induza uma reação do indivíduo, que possa ser percebida e medida na população, ou na comunidade (Buss et al., 2003).

Os organismos respondem às condições ambientais durante toda a sua vida, permitindo que a avaliação biológica seja utilizada com bastante eficiência (De Pauw e Vanhooren, 1983). Além disso, o uso de metodologias de avaliação biológica é bastante eficaz no diagnóstico de poluição pontual e não pontual (difusa), tendo, portanto, grande valor para avaliações em escala regional (Hepp et al., 2010). Os organismos bioindicadores devem apresentar características biológicas e ecológicas que refletem o estado de um sistema ambiental, possibilitando estabelecer relações de causalidade,

antever mudanças futuras e obter um diagnóstico de condições ecológicas desses locais (Dale e Beyeler, 2001).

O uso das respostas biológicas, como indicadores de degradação ambiental, é vantajoso em relação às medidas físicas e químicas da água. Isso ocorre, visto que as medidas físicas e químicas registram apenas o momento em que foram coletadas (e.g. uma fotografia do ambiente), enquanto que as medidas biológicas refletem os eventos ao longo do tempo (e.g. filmagem do ambiente) (Hepp et al., 2010). Outra vantagem, na avaliação biológica, é a capacidade de detectar perturbações sobre o ecossistema (Pratt e Coler, 1976; Buss et al., 2003). Tais ocorrências respondem a eventos ocorridos em determinado período de tempo, resgatando um histórico ambiental não passível de detecção ou medição por outros métodos (CETESB, 2014).

Assim, a utilização de organismos tem se mostrado eficiente, dado que estes integram as condições ambientais durante toda a sua vida. Neste capítulo, será abordado o uso de macroinvertebrados bentônicos, na avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos do Alto Uruguai gaúcho, apresentando também, conceitos básicos ao uso dessa abordagem em estudos ecológicos, além de exemplos da aplicação do biomonitoramento em pequenos rios e riachos.

## ORGANISMOS BIOINDICADORES

Organismo bioindicador é todo aquele que, qual ou quantitativamente, medido a nível de indivíduo, população, guilda ou comunidade, é suscetível a indicar uma condição ambiental particular, que corresponda a um estado estabelecido, ou variação natural, ou a uma perturbação do meio (Cairns e Pratt, 1993; Rosemberg e Resh, 1993). De acordo com Castro et al. (2019), os indicadores biológicos são utilizados, oficialmente, no monitoramento ambiental em muitos países (e.g. Estados Unidos, países da União Europeia e da Austrália). Porém, no Brasil, o uso de indicadores biológicos é, apenas, opcional na avaliação da qualidade de corpos d'água (Brasil, 2005).

Um organismo bioindicador, utilizado na avaliação da integridade biológica e/ou avaliação da qualidade de água de um ecossistema aquático, deve apresentar as seguintes características (Dale e Beyeler, 2001; Johnson et al., 1993):

- ter taxonomia conhecida, e ser facilmente reconhecido por não especialistas;
- distribuição cosmopolita;
- ter preferencialmente, tamanho grande;
- ser abundante e de fácil coleta;
- ter baixa variabilidade genética e ecológica;
- mobilidade limitada;
- ciclo de vida longo;
- ter sensibilidade a estressores;
- ter possibilidade de uso em estudos de laboratório.

Vários organismos podem ser utilizados como bioindicadores de qualidade de água; entre eles: bactérias, fungos, protozoários, algas, macrófitas aquáticas, peixes e macroinvertebrados bentônicos (Hepp e Restello, 2007). Diante da variedade de organismos com potencial bioindicador, são várias as metodologias de avaliação de qualidade de água; porém, muitos autores citam os macroinvertebrados bentônicos como os mais utilizados (Buss e Salles, 2007; Hepp et al., 2010).

Muitas razões justificam o uso de macroinvertebrados em estudos de biomonitoramento; entre elas: (i) são encontrados em todos os ambientes aquáticos; (ii) respondem a perturbações em todos os períodos, e níveis de perturbação; (iii) grande número de espécies com amplo espectro de respostas, (iv) mesmo em pequenos rios, a fauna pode ser extremamente rica; (v) a natureza relativamente sedentária de

várias espécies; (vi) são organismos sésseis; (vii) ciclo de vida longo; (viii) apresenta metodologias de coleta simples e de relativo baixo custo; e (ix) são relativamente fáceis de identificar, até nível taxonômico mínimo, para interpretação dos resultados (e.g. família) (Plafkin et al., 1989; Rosenberg e Resh, 1993; Bonada et al., 2006).

De acordo com seu nível de resposta aos diferentes impactos, os táxons de macroinvertebrados podem ser classificados como sensíveis, tolerantes e resistentes a alterações de origem antrópica (Callisto et al., 2001), podendo refletir um gradiente de contaminação ambiental (Figura 1). Tais características permitem avaliar o efeito de estresse ao longo do tempo e, dessa forma, utilizá-los em estudos de avaliação de qualidade ambiental e em programas de biomonitoramento, em bacias hidrográficas, com muita segurança. (Castro et al., 2019).



Figura 1. Macroinvertebrados bentônicos indicadores do grau de contaminação de ambientes aquáticos. Fotos: LUH, Silvia Milesi.

Os macroinvertebrados bentônicos reúnem organismos dos mais variados táxons, como Annelida, Mollusca e Arthropoda. Porém, sem dúvida, a classe Insecta é o táxon com maior abundância e riqueza de organismos. As diferentes ordens de insetos apresentam distintos níveis de tolerância a poluição, sendo que as ordens Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera e Diptera (a partir do estudo da família Chironomidae) são grupos amplamente utilizados em estudos de biomonitoramento (Hepp e Restello, 2007; Sensolo et al., 2012; Batistoni et al., 2013). As principais características ecológicas das

ordens de insetos, que são utilizadas em estudos de biomonitoramento, são apresentadas no Quadro 1.

Quadro 1. Características bioindicadoras das principais ordens da Classe Insecta utilizadas no biomonitoramento da qualidade das águas (Adaptado de Espino et al., 2000).

Imagem	Ordem	Características
	Plecoptera	Vivem em águas correntes frias e bem oxigenadas, debaixo de pedras, troncos, e ramos da vegetação aquática.
	Ephemeroptera	Vivem desde riachos (águas frias, limpas e bem oxigenadas) a lagoas temporárias (alta temperatura e baixa oxigenação), associadas a rochas, troncos ou a vegetação submersa.
	Trichoptera	Vivem em ambientes lóticos ou lênticos, preferencialmente em águas correntes, limpas e bem oxigenadas. Constroem casas de material vegetal ou mineral, para se protegerem dos predadores e/ou para capturar alimentos.
	Coleoptera	Algumas espécies desenvolvem todo o seu ciclo de vida na água, outras possuem apenas larvas e pupas aquáticas e os adultos são terrestres.
	Megaloptera	São predadores. Apenas as larvas são aquáticas. As pupas se desenvolvem em buracos no solo, próximos às margens dos rios. As larvas vivem em águas correntes, debaixo de pedras, troncos e vegetação submersa.

Imagem	Ordem	Características
	Odonata	As ninfas são predadoras, possuindo uma das melhores visões entre os insetos. Vivem nas margens de rios e lagos que possuem vegetação abundante e águas limpas ou pouco poluídas
	Diptera	Vivem em diferentes ambientes aquáticos e possuem inúmeras estratégias alimentares, alguns grupos vivem em águas muito limpas e outros em águas contaminadas.

Fotos: Rafael Loureiro, Silvia Milesi

## ABORDAGENS PARA ESTUDOS DE BIOMONITORAMENTO

O monitoramento dos recursos aquáticos tem, como eixo principal de execução, a possibilidade de se fazer uma avaliação da presença, ou ausência, de alguns organismos em uma área do sistema lótico, observadas a quantidade e a diversidade de espécimes sensíveis, ou não, às perturbações frequentemente acometidas por esses ambientes (BUSS et al., 2003). Isto é, verificar o equilíbrio entre as comunidades de indivíduos no ecossistema. Muitas são as abordagens para avaliar condições ecológicas e a influência de ações antrópicas em determinado ecossistema aquático. Entre as abordagens utilizadas, existem aquelas que se referem à estrutura de comunidades (e.g. abundância, riqueza e diversidade), ou aplicação de índices baseados na tolerância dos organismos à poluição, ou ainda, protocolos baseados na caracterização do ambiente em avaliação.

### Estrutura e composição das comunidades

Uma das primeiras questões, ao se estudar ambientes aquáticos é saber quais gêneros ou espécies ocorrem no local. A lista desses táxons

representa a composição da comunidade, independente da abundância de cada gênero ou espécie ocorrente (Townsend et al., 2006). No entanto, a composição da comunidade pode ser expressa pelo número de indivíduos de cada táxon, que forma aquela comunidade (i.e. abundância), ou pela relação entre a abundância e a unidade de área, ou volume, ocupada pelos organismos (i.e. densidade) (Odum, 2001; Peroni e Hernandez, 2011). Diante disso, considerando-se a relação intrínseca dos organismos com o ambiente, e a variação que a qualidade da água gera na composição das assembleias, características da comunidade (e.g. abundância, densidade, riqueza, índice de diversidade, equabilidade) podem ser utilizadas como indicadores da qualidade dos ambientes em estudo (Hepp et al., 2010).

Muitos estudos foram realizados na Região Alto Uruguai do RS, utilizando-se essa abordagem de biomonitoramento, com resultados muito seguros no que diz respeito à avaliação ambiental (Hepp e Santos, 2009; Biasi et al., 2010; Hepp et al., 2010; Budke et al., 2012; Batistoni et al., 2013; Sensolo et al., 2012; Hepp, 2013; Restello et al., 2014). Embora haja variações relativas aos grupos estudados (e.g. Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Chironomidae), ambientes (riachos, rios ou lagos) ou impactos observados (e.g. poluição pontual ou difusa), de maneira geral, é possível esperar alguns padrões ecológicos relacionados às métricas das comunidades. Por exemplo, em locais com maior impacto, é provável observar abundâncias maiores do que em locais menos impactados, o que resultará em menor equitabilidade entre os táxons e menor riqueza taxonômica. Em complemento, as comunidades de locais impactados são compostas por um grande número de um ou dois táxons que dominam em relação ao restante da comunidade.

Esse padrão pode ser observado tanto em estudos, envolvendo unidades de conservação (UC) (Sobczak et al., 2012; Batistoni et al., 2013; Restello et al., 2020) ou em bacias hidrográficas com uso antrópico (Hepp et al., 2010; Hepp, 2013). Restello et al. (2020) observaram maior abundância de macroinvertebrados nos riachos localizados fora da UC, com predomínio de organismos resistentes à poluição (e.g. Chironomidae). Por outro lado, no mesmo estudo, os autores observaram maior abundância de organismos das

ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera nos riachos dentro da UC, pois são locais que reúnem melhores condições ambientais.

Ainda, a riqueza taxonômica pode ser utilizada como uma métrica útil e intuitiva na avaliação da qualidade ambiental. O número de espécies (ou táxons) de uma comunidade é referido como a sua riqueza taxonômica. Locais, com maior riqueza taxonômica, geralmente são locais com melhor qualidade ambiental (Restello et al., 2020). Porém, contar e/ou listar o número de espécies, presentes em uma comunidade, é uma tarefa difícil: em parte, por problemas taxonômicos, mas também em virtude do número de amostras que são coletadas no habitat que está sendo explorado (Townsend et al., 2006). Para o autor citado, as espécies comuns são provavelmente registradas nas primeiras amostras, enquanto as espécies raras serão adicionadas à lista à medida que o esforço amostral aumentar. Assim, um inconveniente dessa métrica é o fato de ocorrer uma subamostragem nos locais estudados. Um dos métodos utilizados para contornar tal problema, é saber se o número de coletas realizadas em um local foi suficiente para obter um número de espécies próximo ao que existe realmente, construindo-se e observando-se curvas de acumulação de espécies (Peroni e Hernandez, 2011). Por esses motivos, a riqueza de espécies de diferentes comunidades deve ser comparada somente se for baseada em amostras do mesmo tamanho, ou de igual intensidade. O pesquisador deve amostrar até que o número de espécies alcance um valor constante, formando um platô na curva de acumulação, obtendo-se assim uma suficiência amostral (Peroni e Hernandez, 2011).

Outra abordagem, empregada em biomonitoramento, é a utilização de índices de diversidade, que se caracterizam por combinar riqueza em espécies e uniformidade (e.g. equitabilidade) na distribuição dos indivíduos entre essas espécies (Townsend et al., 2006). Os índices de diversidade, em geral, são utilizados para conjuntos de organismos similares (taxocenose) em várias localidades que diferem em alguma característica ambiental (Peroni & Hernandez, 2011). Comunidades com uma equitabilidade maior são mais diversas; assim, riqueza e equitabilidade combinam-se para determinar a diversidade de uma comunidade (Peroni e Hernandez, 2011). A utilização

da diversidade dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade das águas, tem sido utilizada como uma ferramenta eficaz e de baixo custo para a avaliação da qualidade ambiental da Região Alto Uruguai – RS (Hepp e Restello, 2007). Os resultados obtidos por Hepp e Santos (2005; 2009), Biasi et al. (2008), König et al. (2008), Milesi et al. (2008; 2009) e Hepp et al. (2010) demonstraram que a fauna bentônica existente nos corpos hídricos regionais, é diversa e apresenta grande capacidade de bioindicação de impactos existentes nas bacias hidrográficas da Região Alto Uruguai. Os resultados desses estudos evidenciaram a influência de fatores espaciais (e.g. distância, uso e ocupação da terra, etc); no entanto, fatores ambientais (e.g. características físicas e químicas da água) estão sendo decisivos para a diversidade bentônica e, conseqüentemente, para a integridade ambiental dos corpos hídricos regionais (Biasi et al., 2010).

Um grupo de organismos muito utilizado como bioindicadores, são insetos dípteros da família Chironomidae. Suas formas imaturas (larvas) são, normalmente, os organismos mais abundantes em todos os riachos, e os gêneros dessa família representam muito bem, diferentes condições ambientais. No Alto Uruguai gaúcho, a subfamília Chironominae tem se mostrado mais abundante (Restello et al., 2014). Essa família também reflete condições como precipitação (Nava et al., 2015) e alterações nas variáveis físicas e químicas da água, como temperatura da água, carbono orgânico total, nitrogênio total e relação carbono:nitrogênio (Restello et al., 2014; Nava et al., 2015). Deformidades morfológicas em larvas de Chironomidae podem ser utilizadas como ferramenta em programas de biomonitoramento, pois respondem à qualidade do ambiente aquático, de acordo com seu desenvolvimento, tanto em áreas agrícolas como em áreas urbanas (Biasi e Restello, 2010; Deliberalli et al., 2018).

### **Índice biológico: Biological Monitoring Working Party index (BMWP)**

A qualidade dos recursos hídricos tem sido alterada por atividades antropogênicas e isso tem gerado uma série de impactos aos ambientes

aquáticos, razão pela qual, nos últimos tempos, muitos esforços têm sido empregados no sentido de detectar, quantificar e mitigar tais efeitos (Silva et al., 2016). Assim, o monitoramento de ambientes aquáticos, além do uso de métricas biológicas (descritas anteriormente) tem utilizado índices baseados nas características ecológicas dos organismos frente aos diferentes poluentes (e.g. índices multimétricos, BMWP).

Atualmente, os índices multimétricos, baseados na abundância e composição de organismos, têm sido propostos para avaliar condições de qualidade em diferentes ambientes aquáticos (Couceiro et al., 2012; Macedo et al., 2016; Castro et al., 2019). Porém, há um limitante em seu uso, já que é destinado à região para a qual esses índices foram desenvolvidos. Isso é importante, uma vez que há variação na composição de espécies devido a aspectos biogeográficos, tornando-os mais relevantes em amplas escalas espaciais (Heino, 2001, Bonada et al., 2007; Castro et al., 2019). Portanto, é necessário que o índice leve em consideração características ecológicas, biológicas, morfométricas das espécies e características das bacias hidrográficas, possibilitando, assim, uma avaliação de forma adequada a uma condição de determinada bacia (Villéger et al., 2008).

Um dos índices biológicos, que tem sido utilizado, é o Biological Monitoring Working Party index (BMWP). Esse é um índice biótico que classifica a qualidade da água, baseado na riqueza dos táxons presentes e na sensibilidade ecológica dos invertebrados à poluição. Em linhas gerais, para cada família é atribuída uma pontuação entre 1 (mais sensível) e 10 (menos sensível), e essa pontuação é determinada, preferencialmente, na região de aplicação do índice a partir de índices de saprobidade isto é, nível de poluição em rios, como uma medida da extensão da contaminação por esgoto, resultante do decréscimo do oxigênio dissolvido na água, e seu efeito na biota desses locais, de diferentes ambientes (Kolkwitz e Marsson, 1909). A pontuação final do BMWP, e conseqüentemente a classificação de qualidade do ambiente, é a soma dos valores de tolerância para todas as famílias presentes na amostra. Os valores maiores são associados a ambientes com água de boa qualidade, enquanto que as pontuações baixas refletem

ambientes com águas de pior qualidade. A grande vantagem e aplicabilidade desse índice ocorrem por conta da facilidade na interpretação dos resultados finais, não sendo necessário conhecimento específico para compreender o aspecto final de bioindicação. Por outro lado, uma fragilidade do BMWP é a necessidade de adaptação para aplicação em diferentes regiões, não apenas porque algumas famílias de macroinvertebrados podem ser ausentes na área respectiva, e substituídas por diferentes táxons, mas também porque as famílias podem exibir diferentes tolerâncias à poluição de região para região (Buss e Salles, 2007).

### **Protocolos de Análise Rápida**

A integração de informações biológicas, físicas e químicas é, hoje, uma das maneiras de se compreender e propor formas sustentáveis de monitoramento de recursos hídricos. Porém, é uma tarefa multidisciplinar, pois se faz necessária a relação de todos os fatores ecológicos envolvidos, englobando, para além daqueles de qualidade da água, os fatores de qualidade do meio (Saraiva, 1999; Rodrigues e Castro, 2008). Caracteres topográficos como estabilidade das margens e sinuosidade do leito, além do uso e ocupação do entorno dos riachos, podem contribuir para uma maior ou menor entrada de material externo nos corpos hídricos, afetando as comunidades que deles dependem (Hepp et al., 2010; Sensolo et al., 2012). Isso é pertinente, pois os riachos integram tudo o que acontece nas áreas de entorno, significando que estão intimamente conectados ao ambiente terrestre (Callisto et al., 2001), sendo poucos os que mantêm preservadas e íntegras suas condições naturais (Allan, 1995).

O monitoramento de recursos hídricos, como ferramenta de avaliação da “saúde” dos riachos, tem fornecido subsídios para uma análise integrada da qualidade dos mesmos (Buss et al., 2003). No entanto, os gestores e tomadores de decisão demandam de ferramentas práticas e de fácil utilização por não-técnicos. Assim, os Protocolos de Avaliação Rápida (PAR), constituem-se em instrumentos de fácil utilização e interpretação dos resultados, sendo largamente empregados em países como Estados Unidos,

Austrália e Reino Unido (Hannaford et al., 1997; Barbour et al., 1999). Tais protocolos são ferramentas metodológicas de rápida aplicação e de fácil compreensão, utilizadas para avaliar os níveis de conservação das condições ambientais em trechos de rios (Bentos et al., 2018). Eles permitem uma ampla participação da sociedade, pois esta poderá opinar sobre normas, políticas e programas de gerenciamento de recursos hídricos (Fausto Neto, 1993; Rodrigues e Castro, 2008).

De modo geral, os procedimentos de avaliação rápida têm, como objetivo principal, a redução de custos na avaliação ambiental de um local, ou grupos de locais, sem, no entanto, privar os estudos de rigor técnico-científico (Silveira, 2004). Os PAR possuem várias vantagens em sua aplicação, como (i) pesquisas onde existe a necessidade de resultados rápidos, tais como em decisões de gerenciamento; (ii) são úteis para facilitar a transferência de conhecimento para gerenciadores e público em geral; (iii) fornecem dados de vários locais para pesquisas de campo; e (iv) podem ser aplicados no desenvolvimento de metodologias, visando à conservação ambiental (Silveira, 2004).

Muitos PAR foram desenvolvidos no Brasil, representando condições de uma dada região (Callisto et al., 2002; Lobo et al., 2011; Rigotti et al., 2016). Diante disso, objetivando avaliar riachos de cabeceira, em Mata Atlântica no sul do Brasil, Silva et al. (2020) elaboraram um Protocolo de Avaliação Rápida, voltado especificamente às características dos riachos localizados nas regiões do Alto Uruguai do RS e SC. Os autores desenvolveram o PAR, baseados em características ecológicas coletadas em duas bacias hidrográficas que refletem, de maneira geral, toda a região de interesse. Em linhas gerais, o PAR, proposto por Silva et al. (2020), avalia características sobre usos antrópicos nas margens dos ambientes, características físicas e químicas da água (e.g. odor, viscosidade, etc), disponibilidade de habitats físicos que facilitam a ocorrência de maior diversidade (e.g. zonas de corredeira, tipo de substrato, etc.). Para cada questão, são atribuídos valores (0 a 4) que são somados e indicam uma classificação final simples e intuitiva (i.e., impactado, alterado e natural). Assim, a utilização de PAR pode ser considerado uma ferramenta de avaliação eficaz, além de

proporcionar a gestão participativa e integrada da comunidade, o que é preconizado pela Política Nacional de Recursos Hídricos.

## LIÇÕES APRENDIDAS E PERSPECTIVAS

Abordamos, nesse capítulo, aspectos sobre o biomonitoramento de ambientes aquáticos e as várias ferramentas que podem ser utilizadas para estudos nesse tema. As comunidades biológicas em ambientes aquáticos podem indicar diferentes condições ambientais, por meio das medidas de sua abundância, riqueza, diversidade e composição. O biomonitoramento é uma ferramenta que vem auxiliar profissionais de várias áreas do conhecimento, gestores de bacias hidrográficas, e comunidade em geral que, de posse das informações dadas por essa metodologia, poderão dar subsídios para a tomada de decisões importantes, visando à conservação de corpos hídricos/bacias hidrográficas. Durante esse período de atividades de pesquisa, na Região Alto Uruguai Gaúcho, observou-se que a estrutura e a composição da comunidade bentônica respondem a alterações ambientais, causadas por influência antrópica. Especificamente em relação ao BMWP, fica o grande desafio no sentido da elaboração de um índice específico para a região, tendo em vista o aprimoramento dessa metodologia, também, para o sul do Brasil. Em relação à utilização de protocolos de análise rápida, fica a lição de que essa abordagem é outra ferramenta que pode ser utilizada pela sociedade como um todo e, assim, auxiliar no monitoramento e avaliação da qualidade ambiental em ambientes aquáticos.

## REFERÊNCIAS

Allan, J. D. **Stream ecology**: Structure and function of running waters. Ed. Chapman & Hall, New York, 1995.

Armitage, P. D. Behaviour and ecology of adults. In: *The Chironomidae: Biology and Ecology of Non-Biting Midges* (Armitage, P. D., Cranston, P.S., Pinder, L. C. V. (ed.)), pp. 194-224, London: Chapman & Hall. 1995.

Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., Stribling, J. B. **Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: periphyton, benthic macroinvertebrates and fish.** 2. ed. Washington: EPA 841-B-99-002, 339p. 1999.

Batistoni, D., Hepp, L. U., Restello, R. M. Fauna de Chironomidae em riachos de uma unidade de conservação no sul do Brasil. In: Santos, J. E., Zanon, E. M. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: Ecologia, planejamento e percepção.** 1ed. São Carlos: Rima, 2013, v. 5, p. 308-324.

Bentos, A. B., Gallo, A. S., Guimarães, N. F., Souza M. D. De., Stolf, R., Borges, M. T. M. R. Rapid Assessment of Habitat Diversity Along the Araras Stream, Brazil. **Floresta e Ambiente.** 25(1): e20160024, 2018.

Biasi, C., Restello, R. M. incidência de deformidades morfológicas em larvas de Chironomidae (Insecta: Diptera) como ferramenta de avaliação da qualidade de água em riachos de Erechim - RS. **Vivências.** 6: 136-148, 2010.

Biasi, C., König, R., Mendes, V., Milesi, S. V., Tonin, A. M., Sensolo, D., Sobczak, J., Cardoso, R., Restello, R. M., Hepp, L. U. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região Alto Uruguai - RS. **Perspectiva.** 35: 67-77, 2010.

Biasi, B., Milesi, S. V., Restello, R. M., Hepp, L. U. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. **Perspectiva.** 32(117): 171-180, 2008.

Bonada, N., Prat, N., Resh, V.H., Statzner, B. Developments in aquatic insect biomonitoring: a comparative analysis of recent approaches. **Annual Review of Entomology.** 51(1): 495-523, 2006.

Bonada, N., Dolédec, S., Statzner, B. Taxonomic and biological trait differences of stream macroinvertebrate communities between mediterranean and temperate regions: implications for future climatic scenarios. **Global Change Biology.** 13(8): 1658-1671, 2007.

Brasil 2005. **Resolução CONAMA nº 357 de 17 de março de 2005.** Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente, Brasília, Brasil.

Budke, J., Hepp, L. U., Decian, V. S., Zanin, E. M. Influência dos usos da terra sobre a composição e funcionalidade de comunidades de macroinvertebrados bentônicos: integrando processos entre paisagem, interface ribeirinha e comunidades biológicas. In: Santos, J. E., Zanin, E. M., Moschini, L. E. (Org.). **Faces da Polissemia da Paisagem: ecologia, planejamento e percepção**. São Carlos: Rima, 2012, v. 4, p. 310-323.

Buss, D. F., Baptista, D. F., Nessimian, J. L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. **Cadernos de Saúde Pública**. 19(2):465-473, 2003.

Buss, D. F., Salles, F. F. Using Baetidae Species as Biological Indicators of Environmental Degradation in a Brazilian River Basin. **Environmental Monitoring and Assessment**. 130: 365–372, 2007.

Cairns Jr. J., Pratt, J. R. A history of biological monitoring using benthic macroinvertebrates. In: **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates** (D. M. Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (ed.), New York: Chapman & Hall. pp. 10-27, 1993.

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

Callisto, M., Ferreira, W. R., Moreno, P., Goulart, M., Petrucio, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**. 14(1): 91-98. 2002.

Castro D. M. P., Callisto M., Linares M. S., Silva, D. R. O., França, J. S., Macedo, D. R., Carvalho, D. R., Pompeu, P. S., Firmiano, K. R. (2019). Abordagens Ecológicas. In: Marcos Callisto, Diego Rodrigues Macedo, Diego Marcel Parreira de Castro & Carlos Bernardo Mascarenhas Alves. **Bases Conceituais para Conservação e Manejo de Bacias Hidrográficas**. Belo Horizonte: Companhia Energética de Minas Gerais, pp. 63-130 (Série Peixe Vivo, 7). 2019.

CETESB. Companhia Ambiental do Estado de São Paulo. O uso de bioindicadores vegetais no controle da poluição atmosférica. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/solo/informações-Vegetação08-Bioindicadores>. Acesso em: 24 jul 2020.

- Couceiro, S. R. M., Hamada, N., Forsberg, B. R., Pimentel, T. P., Luz, S. L. B. A macroinvertebrate multimetric index to evaluate the biological condition of streams in the Central Amazon region of Brazil. **Ecological Indicators**. 18: 118–125, 2012.
- Dale, V. H., Beyeler, S.C. Challenges in the development and use of ecological indicators. **Ecological Indicators**. 1(1):3-10, 2001.
- Deliberalli, W., Cansian, R., Pereira, A. M., Loureiro, R., Hepp, L. U., Restello, R. M. Heavy Metal Effects on the Incidence of Morphological Deformities in Chironomidae. **Zoologia**. 35: 1-7, 2018.
- De Pauw, N., Vanhooren, G. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. **Hydrobiologia**. 100:153-168, 1983.
- Espino, G.L., Pulido, S.H., Pérez, L.C. **Organismos indicadores de la calidad del agua y de la contaminación (bioindicadores)**. Mexico: Plaza y Valdés S.A.
- Fausto Neto, A. M. Q Revivendo mecanismos autoritários: as organizações de moradores da gestão de políticas públicas. In: Barreira, I.A.F., Nascimento, E.P. do (Orgs). **Brasil urbano: cenários da ordem e da desordem**. Rio de Janeiro: Notrya; Fortaleza: Sudene; UFC, p. 17-33. 1993.
- Hannaford, M. J., Barbour, M. T., Resh, V. H. Training reduces observer variability in visual-based assessments of stream habitat. **Journal of the North American Benthological Society**. 16(4): 853-860, 1997.
- Heino, J. Regional gradient analysis of freshwater biota: Do similar biogeographic patterns exist among multiple taxonomic groups? **Journal of Biogeography**. 28(1): 69–76, 2001.
- Hepp, L. U. Caracterização limnológica de um rio urbano (Erechim-RS): uma abordagem multivariada do gradiente longitudinal ao longo do tempo. **Perspectiva**. 37: 21-30, 2013.
- Hepp, L. U., Santos, S. Estrutura trófica de invertebrados aquáticos no Rio Jacutinga. **Perspectiva**. 29(105): 69-74, 2005.
- Hepp, L. U., Santos, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 157: 305-318, 2009.

- Hepp, L. U., Restello, R. M. Macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas do Alto Uruguai Gaúcho. In: Zakrzewski, S. B. (Org.). **Conservação e uso sustentável da água: múltiplos olhares**. Erechim: EdFapes, p. 75-85. 2007.
- Hepp, L. U., Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**. 27(1): 106-113, 2010.
- Johnson, R. K., Wiederholm, T., Rosenberg, D. M. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations, and species assemblages of benthic macroinvertebrates. In: Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (ed.) **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. pp. 40-158, New York: Chapman & Hall. 1993.
- Kolkwitz, R., Marsson, M. Oekologie der tierischen Saprobien. **Internationale Revue der Gesamten Hydrobiologie und Hydrographie**. 2: 126-152, 1909.
- König, R., Suzin, C. R. H., Restello, R. M., Hepp, L. U. Qualidade das águas de riachos da região norte do Rio Grande do Sul (Brasil) através de variáveis físicas, químicas e biológicas. **Pan- American Journal of Aquatic Sciences**. 3: 84-93, 2008.
- Lobo, E. A., Voos, J. G., Abreu Junior, E. F. De. Utilização de um protocolo de avaliação rápida de impacto ambiental em sistemas lóticos do sul do Brasil. **Caderno de Pesquisa, Série Biologia**. 23(1): 18-32, 2011.
- Macedo, D. R., Hughes, R. M., Ferreira, W. R., Firmiano, K. R., Silva, D. R. O., Ligeiro, R., Kaufmann, P. R. e Callisto, M. 2016. Development of a benthic macroinvertebrate multimetric index (MMI) for Neotropical Savanna headwater streams. **Ecological Indicators**. 64: 132-141.
- Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M., Hepp, L. U. Efeito de metais sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Sul do Brasil. **Acta Scientiarum Biological Sciences**. 30: 283-289, 2008.
- Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M., Hepp, L. U. Distribution of benthic macro-invertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. 21: 419-429, 2009.
- Nava, D., Restello, R. M., Hepp, L. U. Intra- and inter-annual variations in Chironomidae (Insecta: Diptera) communities in subtropical streams. **Zoologia**. v. 32, p. 207-214, 2015.

Odum, E. **Fundamentos de Ecologia**. 6 ed. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian, 2001.

Plafkin, J. L., Barbour, M. T., Porter, K. D., Gross, S. K., Hughes, R. M. **Rapid Bioassessment Protocols for use in Streams and Rivers: Benthic Macroinvertebrates and Fish**. Washington, DC: Environmental Protection Agency. 1989.

Pratt, J. M., Coler, R. A. A procedure for the routine biological evaluation of urban runoff in small rivers. **Water Research**. 10:1019-1025, 1976.

Peroni, N., Hernández, M. I. M. **Ecologia de populações e comunidades**. Florianópolis: CCB/EAD/UFSC, 2011.

Restello, R. M., Biasi, C., Moutinho, P. F. B. De M., Gabriel, G., Hepp, L.U. Composition and diversity of the Chironomidae in subtropical streams: effects of environmental predictors and temporal analysis. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 26(2): 215-226, 2014.

Restello, R. M., Batistoni, D., Sobczak, J. R. S., Valduga, A. T., Zakrzewski, S. B., Zanin, E. M., Decian, V. S., Hepp, L. U. Effectiveness of protected areas for the conservation of aquatic invertebrates: a study-case in southern Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 32: 1-11, 2020.

Rigotti, J. A., Pompêo, C. A., Fonseca, A. L. D. Aplicação e análise comparativa de três protocolos de avaliação rápida para caracterização da paisagem fluvial. **Ambiente & Água**. 11(1): 85-97, 2016.

Rodrigues, A. S. L., Castro, P. T. A. Protocolos de avaliação rápida de rios e a inserção da sociedade no monitoramento dos recursos. Revista Ambiente e Água: **An Interdisciplinary Journal of Applied Science**. 3(3): 143-155, 2008.

Rosenberg, D. M., Resh, V. H. (ed.). **Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates**. New York: Chapman & Hall. 1993.

Saraiva, M. G. A. N. **O rio como paisagem: Gestão de corredores fluviais no quadro do ordenamento do território**. Lisboa: Fundação Calouste Gulbenkian e Fundação para a ciência e Tecnologia, 1999.

Sensolo, D., Hepp, L. U., Decian, V. S., Restello, R. M. Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae. **Annals of Limnology**. 48: 391-400, 2012.

Silva, D. R. O., Ligeiro, R., Hughes, R. M., Callisto, M. The role of physical habitat and sampling effort on estimates of benthic macroinvertebrate taxonomic richness at basin and site scales. **Environmental Monitoring and Assessment**. 188(6): 340, 2016.

Silva, J. M., Rauch, C. L., Biasi, C., Hepp, L. U., Restello, R. M. Protocolo de Análise Rápida: Alternativa para Avaliar Qualidade Ambiental em Riachos no Sul do Brasil. **Perspectiva**. 44(165):47-60, 2020.

Silveira, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em Rios**. Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36. 2004.

Sobzak, J. R., Valduga, A. T., Restello, R. M., Cardoso, R. I., Hepp, L. U., Siqueira, A. B. Local ecological knowledge as a complementary basis for the management of water resources. **Etnobiology and Conservation**. 2: 1-15, 2013.

Townsend, C. R., Begon, M., Harper, J. L. **Fundamentos em Ecologia**. 2 ed. Porto Alegre: Artmed, 2006.

Villéger, S., Mason, N. W. H., Mouillot, D. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. **Ecology**. 89(8): 2290–2301, 2008.

# DIVERSIDADE TAXONÔMICA E FUNCIONAL DE INVERTEBRADOS EM RIACHOS NO ALTO URUGUAI GAÚCHO

Silvia Vendruscolo Milesi, Luiz Ubiratan Hepp

## INTRODUÇÃO

A compreensão dos padrões de ocorrência e distribuição de organismos é o que ecólogos do mundo todo trabalham incansavelmente para alcançar. A determinação desses padrões pode gerar informações cruciais para atividades que visem à conservação do meio ambiente. Porém, compreender qual a melhor maneira de mensurar a diversidade de espécies é um trabalho lento e cauteloso que requer atenção e constante atualização. Isso, porque novas práticas são incorporadas ao arcabouço de análises e técnicas, utilizadas por pesquisadores, na tentativa de estimar como comunidades da fauna e flora se organizam na natureza.

Esse empenho para entender como os organismos se distribuem em seu ambiente natural é, de certa forma, urgente. Os ambientes naturais estão sob pressão de inúmeras modificações causadas por variadas atividades antrópicas ao longo dos anos. Estamos vivendo uma era da extinção (Dirzo et al., 2014). Então, a geração de dados e de informações confiáveis é extremamente necessária, para sua correta utilização, em ações de gestão e manejo eficientes antes que os ecossistemas entrem em colapso.

Dentre os ambientes ameaçados, os ecossistemas aquáticos recebem destaque, uma vez que têm sido constantemente afetados por ações antrópicas nas últimas décadas. Os riachos e rios localizados na Região

Alto Uruguai Gaúcho possuem bacias de drenagem com diversos usos e ocupação antrópica (i.e. urbana, industrial e agrícola) que impactam, direta e indiretamente, a fauna aquática. Os ambientes lóticos são, por natureza, extremamente complexos, sendo detentores de características específicas que influenciam a diversidade aquática (Figura 1). O mosaico formado por locais, de maior e menor correnteza, apresenta variados substratos, com diferentes granulometrias, além de diferentes tipos de material inorgânico e orgânico (alóctone ou autóctone). Essa complexidade dos ambientes, somada ao impacto antrópico, dificulta, ainda mais, a determinação dos padrões de estruturação das comunidades aquáticas, levando à necessidade do uso de medidas analíticas que englobem a maior gama possível de abordagens, que venha a contribuir para a ampliação do conhecimento acerca da diversidade biológica nesses ambientes.

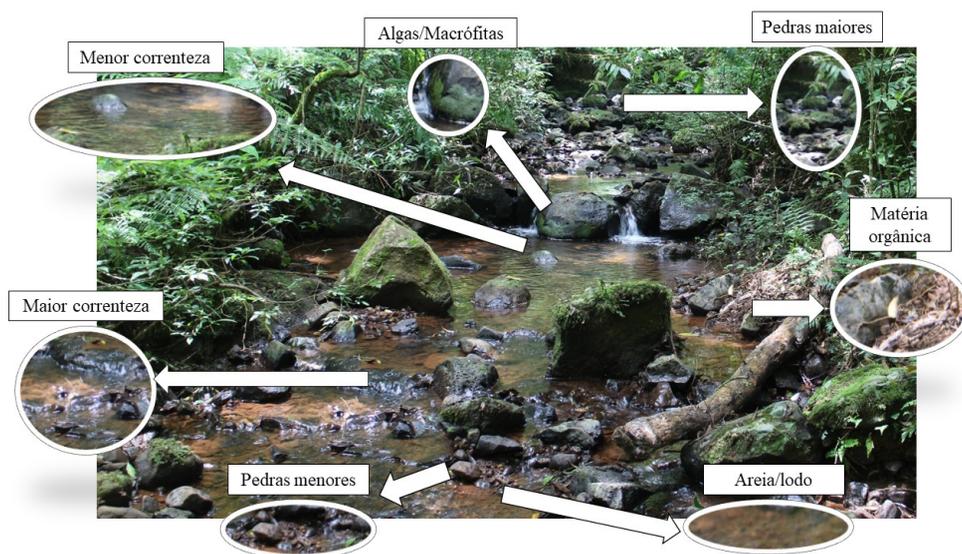


Figura 1. Características do habitat aquático em um riacho (nascente do Rio Dourado, Erechim/RS). Foto: LUH.

## ÍNDICES DE DIVERSIDADE BIOLÓGICA

A complexidade de habitats e características específicas dos ecossistemas lóticos (Figura 1) tornam a fauna aquática rica e diversa. Dessa forma, como há uma relação positiva entre a complexidade de habitats e a organização das comunidades aquáticas, pode-se esperar que mudanças nesses habitats alterem a estrutura e a composição dessas comunidades (Allan e Castillo, 2007), as quais dependem das condições ecológicas e de interações bióticas intraespecíficas (interações entre indivíduos da mesma espécie) e interespecíficas (interações entre indivíduos de espécies diferentes).

Para mensurar como tais comunidades se organizam, nesse espaço diverso, algumas métricas são comumente mais utilizadas. A riqueza de espécies é uma delas e pode ser usada como medida de diversidade biológica (Magurran, 2011). Apesar de ser atrativo pela sua simplicidade, o uso da riqueza de espécies, como medida de diversidade, mostra limitações no que se refere à dependência da área de amostragem e do esforço amostral (ver Magurran, 2011). Além disso, a quantificação da riqueza de espécies não leva em consideração a abundância dos organismos, que é uma informação de suma importância para determinar padrões de distribuição. Assim, foram criados alguns índices que unem essas duas medidas (Magurran, 2011). Dentre eles, podem-se citar os mais utilizados, para medir diversidade biológica, como o índice de diversidade Shannon-Wiener, Equabilidade de Pielou e o índice de Simpson (Quadro 1). Tais índices levam em consideração a riqueza e a abundância dos organismos, dando pesos diferentes para cada uma delas. Exemplificando: comunidades abundantes com espécies, igualmente distribuídas, são geralmente as mais diversas, enquanto que comunidades com poucas espécies, e que são dominadas por uma ou duas espécies, são menos diversas.

O índice de diversidade de Shannon-Wiener mede o grau de incerteza de uma comunidade (Allan, 1975). Em outras palavras, esse índice mede a chance de sortear um indivíduo, aleatoriamente, de uma amostra da comunidade, e este pertencer a uma espécie dominante; nesse caso, seria uma comunidade com baixa diversidade. E se a diversidade na comunidade for alta, então o grau de incerteza em sortear um indivíduo dominante também será alto. Esse índice tem a vantagem de não depender do esforço amostral. Por outro lado, uma das desvantagens seria que o valor gerado pelo índice é abstrato, pois uma diversidade de 1,34 indicaria o quê biologicamente? Esse valor é expresso em notações matemáticas (base logarítmica) que tornam a utilização e interpretação em amostras biológicas muito difícil. Além disso, o índice de diversidade de Shannon-Wiener considera de maior peso a riqueza de espécies, o que, no caso de uma comunidade com maior representatividade de espécies dominantes, seria um problema. Mesmo com algumas desvantagens e com melhores alternativas, esse ainda é um dos índices mais utilizados para medir diversidade biológica (ver Melo 2008). O índice de Equabilidade de Pielou é um derivado do índice de diversidade de Shannon-Wiener e representa a uniformidade da distribuição dos indivíduos na comunidade (Pielou, 1966). Os valores finais, após a aplicação matemática, apresentam uma amplitude de 0 (equabilidade mínima) a 1 (equabilidade máxima). Por sua vez, o índice de Simpson mede a probabilidade de dois indivíduos, aleatoriamente selecionados de uma amostra finita, pertencerem a duas espécies diferentes. O índice de Simpson é um índice que dá mais peso para espécies dominantes e tem a vantagem de não depender do tamanho amostral e de medir a probabilidade de algo menos “abstrato”, como é o caso de duas espécies serem diferentes. Mesmo assim, o índice de Simpson mostra desvantagens, principalmente em relação a comunidades com número elevado de espécies raras, já que confere maior peso a espécies dominantes.

Quadro 1. Equações para cálculo de índices utilizados para medir a diversidade biológica de comunidades (Adaptado de Magurran, 2004).

Índice	Equação	Contexto
Shannon-Wiener	$H' = \sum (pi) * \log (pi)$ $pi = \frac{n1}{N}$	ni = abundância da espécie N = abundância da comunidade
Equabilidade de Pielou	$J = \frac{H'}{Hmax} = \frac{H'}{\log(S)}$	S = riqueza de espécies
Simpson	$Simp = \frac{1}{\sum \left( \frac{ni(ni-1)}{N(N-1)} \right)}$	

Estudos em riachos na Região Alto Uruguai Gaúcho, empregaram esses índices para avaliar os padrões de distribuição e diversidade biológica de macroinvertebrados bentônicos (Biasi et al., 2008; Hepp e Santos, 2009; Milesi et al., 2009; Biasi et al., 2010; Hepp et al., 2010; Hepp et al., 2013). Nos estudos de Biasi et al. (2008) e Milesi et al. (2009), é possível observar que os valores das medidas de diversidade utilizados variaram de acordo com as variáveis abióticas e qualidade dos ambientes, o que mostra o potencial de uso destas no biomonitoramento com o uso de macroinvertebrados bentônicos. Cabe ressaltar que tais estudos utilizaram os organismos identificados até nível taxonômico de família. Embora as respostas sejam muito eficientes, o refinamento taxonômico pode complementar as informações. Esse argumento ganha força quando se observam os resultados dos estudos de Hepp et al. (2010; 2013), nos quais os organismos foram identificados até nível taxonômico de gênero. Em tais estudos, as medidas de diversidade empregadas mostraram que os insetos aquáticos são sensíveis aos impactos antrópicos, principalmente a impactos pontuais como a urbanização (especialmente insetos das ordens Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera). O estudo de Hepp et al. (2010) avaliou a distribuição das famílias (riqueza taxonômica e abundância) de insetos aquáticos em riachos localizados em áreas naturais, agrícolas e urbanas. Nesse estudo, os autores mensuraram

a diversidade Shannon-Wiener e Equabilidade de Pielou, confrontando os resultados com a variabilidade limnológica da água. Os resultados mostram que a distribuição dos insetos aquáticos é afetada por alterações físicas e químicas da água, associadas à intensidade do impacto antrópico (i.e. urbanização).

## DIVERSIDADES BETA EM COMUNIDADES AQUÁTICAS

A definição de diversidade foi feita, inicialmente, por Whittaker (1960), estudando comunidades vegetais no Estados Unidos. Nesse estudo, o autor propôs a partição da diversidade em alfa, beta e gama, para caracterizar diferentes aspectos, ou níveis de diversidade (Figura 2). A diversidade alfa é o componente que pode ser atribuído ao número médio de espécies de um determinado local. Por sua vez, a diversidade beta é o componente que pode ser atribuído às diferenças na composição das espécies em uma escala espacial, ou temporal (Gering e Crist, 2002). Por fim, a diversidade gama é dada como a diversidade total de um grande número de pontos de uma área. Embora seja um tema de grande interesse de ecólogos de comunidades, a temática ‘diversidade beta’ ficou ‘esquecida’, junto à comunidade científica, até início dos anos 2000 (Melo et al., 2011). Mais recentemente, inúmeros estudos têm sido publicados sobre os mais variados grupos biológicos.

A diversidade beta pode ser fortemente influenciada pela dinâmica das populações biológicas e da comunidade. Adicionalmente, habitats como substrato, fluxo de corrente e aporte de matéria orgânica são fatores-chave na distribuição de organismos em pequenas escalas espaciais (Miserendino, 2001; Zilli et al., 2008). Baixa diversidade beta em escalas menores indica uma homogeneidade de habitats, servindo como um bom indicativo para o direcionamento de esforços na conservação da biodiversidade (Winberg et al., 2007; Ferreira et al., 2017).

A quantificação da importância relativa desses fatores, isoladamente ou compartilhada, pode ser realizada a partir de abordagens estatísticas multivariadas. A definição da abordagem, a ser aplicada, dependerá,

especificamente, dos objetivos do estudo proposto. Várias medidas de diversidade beta têm sido propostas, para avaliar diferentes comunidades ao longo de gradientes ambientais. Magurran (2004) cita três categorias para avaliação da diversidade beta: (i) Medidas de diferenças entre duas ou mais áreas, quanto à diversidade alfa, utilizando-se medidas de riqueza de espécies, índice de Whittaker, ou o método de partição; (ii) Medidas de composição de espécies entre áreas, utilizando-se índices de similaridade ou dissimilaridade; e (iii) Medidas que exploram a relação espécie-área.

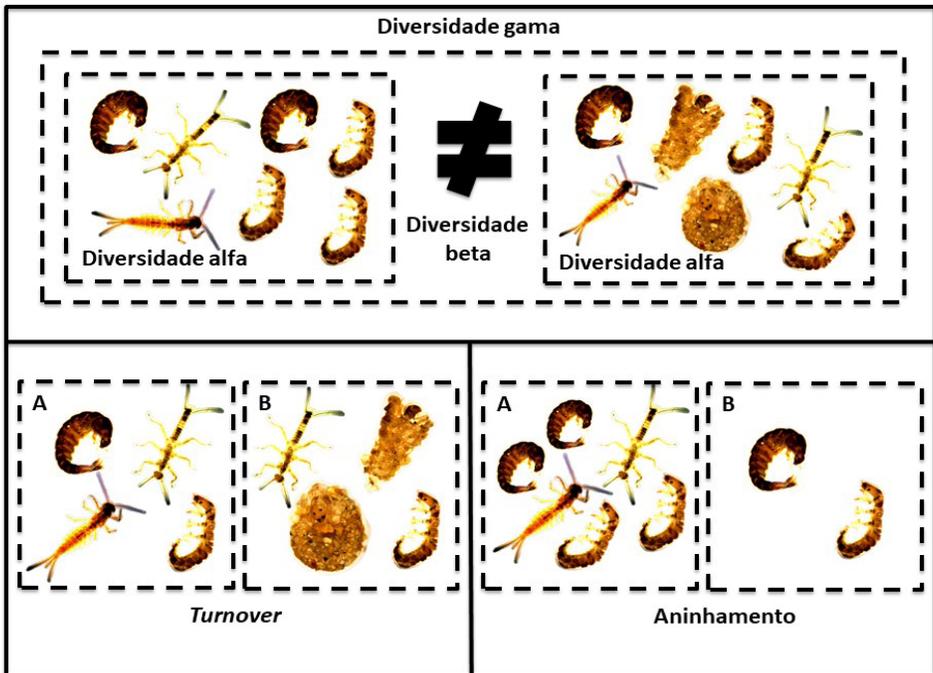


Figura 2. Esquema conceitual dos componentes da diversidade biológica (alfa, beta e gama) e dos componentes da diversidade beta (*turnover* e aninhamento).

Como descrito anteriormente, a Região Alto Uruguai Gaúcho apresenta um mosaico de usos da terra, inseridos em uma paisagem predominantemente agrícola. Dessa forma, estudos realizados na Região,

que mensurem, exclusivamente, os efeitos espaciais sobre os componentes da diversidade beta, são inexistentes, e os existentes contemplam a avaliação dos efeitos ambientais (e.g. variáveis limnológicas, usos da terra) sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos, mais especificamente, de alguns grupos taxonômicos de maior interesse (i.e. Chironomidae, Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera).

Porém, quando se consideram os efeitos ambientais, em estudos de diversidade beta, deve-se ter atenção às escalas desses efeitos, ou seja: a escala local (e.g. características limnológicas dos riachos) e escalas regionais (e.g. usos da terra na área de drenagem ou bacia hidrográfica) (Sensolo et al., 2012; De Toni et al., 2014). Nesse sentido, a tendência é de que as variáveis ambientais em escala local (i.e. riacho) tenham uma influência, relativamente, maior que as variáveis ambientais em escalas mais amplas. Ferreira et al. (2017), em um estudo da partição de diversidade em bacias hidrográficas, no Cerrado mineiro, sugerem que os efeitos regionais são indiretos e que a estrutura e composição de macroinvertebrados, são diretamente, afetados pela estrutura de habitats físicos locais e da qualidade de água. Sensolo et al. (2012) observaram que as variáveis locais explicam cerca de duas vezes mais a variabilidade na composição de comunidades de Chironomidae. Isso ocorre pelo efeito direto de algumas variáveis ambientais (e.g. pH, oxigênio dissolvido, nutrientes) sobre a ocorrência de espécies raras, mesmo em um grupo com ampla plasticidade ambiental, como os Chironomidae. No entanto, quando se avaliam especificamente, os efeitos ambientais sobre as espécies comuns e as raras, observa-se, que para ambas, a escala em que as variáveis ambientais são mensuradas é um fator importante, para explicar a dissimilaridade das comunidades. Em escala local, o pH e a condutividade elétrica são variáveis limnológicas pertinentes, na explicação da dissimilaridade das comunidades (Ongaratto et al., 2018). Em complemento, o percentual de vegetação arbórea, na zona ripária dos riachos, é a variável em uma escala mais ampla que possui importância na explicação da dissimilaridade das comunidades de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (EPT), considerando-se apenas espécies raras e apenas espécies comuns (Ongaratto et al., 2018).

Outro aspecto importante, no estudo da diversidade beta, diz respeito à proposta feita por Baselga (2010), em particionar esse componente da diversidade em *turnover* e aninhamento (Figura 2). De acordo com o autor, a variação na composição das comunidades biológicas pode ocorrer por substituição de espécies (*turnover*), ou pela constituição de grupos ‘pobre’, em número de espécies, que fazem parte de comunidades mais ‘ricas’ (aninhamento). Esses dois mecanismos de estruturação de comunidades têm uma boa aplicação para estudos que são realizados em regiões, com grande variabilidade ambiental, como é o caso da Região Alto Uruguai Gaúcho. Como as bacias hidrográficas que compõem a Região apresentam uma variabilidade de usos e ocupação da terra (Rovani et al., 2019), espera-se que os riachos apresentem uma variabilidade ambiental elevada e, conseqüentemente, isso reflita nos padrões de diversidade beta das comunidades aquáticas.

Nessa perspectiva, alguns estudos, realizados na Região, demonstraram que o padrão de aninhamento é mais frequente na estruturação das comunidades de insetos aquáticos que o padrão de substituição de espécies (*turnover*) (Milesi et al., dados não publicados; Huiñocana et al., 2020). No estudo de Milesi et al. (dados não publicados), os autores observaram um padrão de aninhamento de comunidades de Chironomidae associadas a uma variação interanual. Tal variação ocorre, basicamente, pela variação pluviométrica que ocorreu na região nos últimos anos. Por outro lado, o estudo de Huiñocana et al. (2020) abordou os efeitos da substituição da vegetação natural, da zona ripária dos riachos por agricultura. Os autores observaram que as comunidades de EPT em riachos, com agricultura mais intensiva nas margens, são aninhados a riachos mais naturais.

## DIVERSIDADE FUNCIONAL EM COMUNIDADES AQUÁTICAS

Estudos, envolvendo abordagem funcional, aumentaram notavelmente, nos últimos anos, em todas as áreas da Ecologia (Laureto et al.,

2015). Nos ecossistemas aquáticos, Cummins (1974) e Vannote et al. (1980) foram pioneiros no uso de características funcionais dos organismos. Primeiramente, Cummins (1974) utilizou a descrição “grupos funcionais” para organismos que exploram recursos alimentares similares. Anos depois, Vannote et al. (1980) desenvolveram o conceito de rio contínuo, levando em consideração a utilização de grupos funcionais e a distribuição dos mesmos ao longo do gradiente fluvial longitudinal.

Como descrito na seção anterior, a utilização da composição taxonômica de insetos aquáticos, para diagnosticar padrões de organização de comunidades, é recorrente, embora existam evidências de que não sejam suficientes para detectar padrões relacionados ao funcionamento do ecossistema (Dolédec et al., 2011; Castro et al., 2018). Características biológicas, como tamanho do corpo, formas de dispersão e hábito alimentar, podem ser utilizadas como indicadores da funcionalidade dos sistemas aquáticos (Vieira et al., 2006; Webb et al., 2010). Uma vantagem, na utilização desses atributos, é que podem ser comparados entre diferentes ambientes e entre regiões que diferem quanto à composição taxonômica (Statzner et al., 2004), facilitando assim o uso dessa abordagem.

Pesquisas, envolvendo aspectos funcionais de invertebrados aquáticos, na região neotropical, são escassas (e.g. Tomanova e Usseglio-Polatera, 2007). No Brasil, a maioria desses estudos avalia índices de diversidade funcional, ou atributos funcionais, separadamente, frente a impactos ambientais (Castro et al., 2017; 2018; Colzani et al., 2013; Saito et al., 2015). Cabe ressaltar que tais pesquisas são voltadas para a utilização dos atributos funcionais no monitoramento da qualidade ambiental, e são poucas as informações acerca da composição funcional de insetos aquáticos em ambientes naturais. Esse fato dificulta comparações entre locais impactados, ou modificados naturalmente, pois não existem estudos em áreas de referência. Com isso, a utilização dessa abordagem é promissora, mas necessita de mais estudos básicos sobre a estrutura funcional dessas comunidades.

Características funcionais podem ser informações morfológicas, ou fisiológicas, que afetam o desempenho dos organismos em um determinado

ambiente (Violle et al., 2007). As características funcionais conferem às espécies a capacidade de se adaptarem a condições ambientais específicas, tornando-as aptas a sobreviverem em um determinado local. Em outras palavras, o local onde os organismos vivem, somado às restrições ecológicas às quais eles estão expostos, determinará os padrões de distribuição funcional das comunidades (Townsend e Hildrew, 1994; Poff, 1997). Mas é preciso ter cuidado ao se determinarem *traits* (características), já que os mesmos podem ser confundidos e mal-interpretados, pois nem a nomenclatura nem os conceitos estão bem definidos na literatura (Violle et al., 2007). Para ser uma característica *funcional*, esta deve estar relacionada ao *fitness* dos organismos (adaptação), ou seja, são características que devem englobar questões de reprodução, desenvolvimento, sincronização e dispersão (Verberk et al., 2008) (Figura 3).

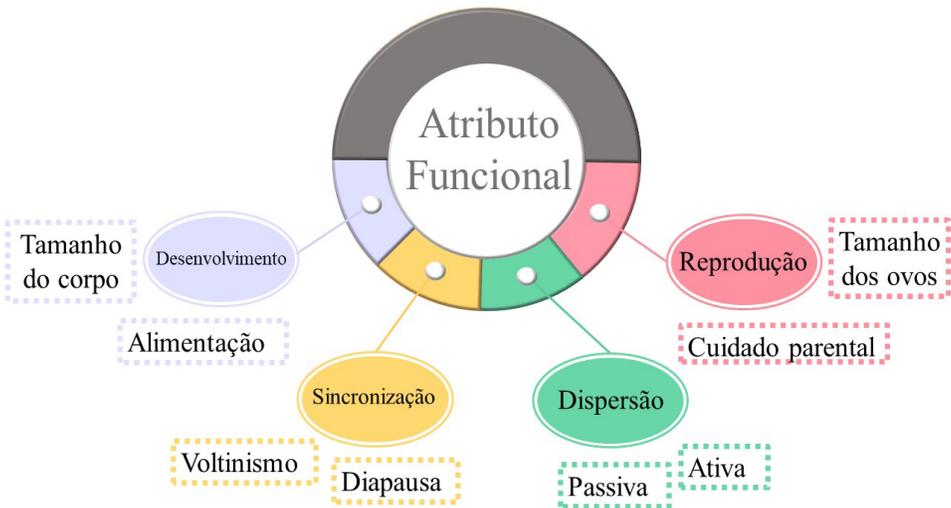


Figura 3. Conceito de atributos funcional com os quatro domínios propostos por Siepel (1994) e exemplos de atributos funcionais para cada domínio. Adaptada de Verberk et al. (2008).

Muitas dessas características são biológicas e não funcionais; isto porque elas não apresentam relação direta com processos ligados

ao funcionamento do ecossistema. Para elucidar: Existem características morfológicas como, por exemplo, o formato do corpo, que não está diretamente relacionada à funcionalidade. Já a característica tamanho do corpo pode ser considerada “*funcional*”, pois está particularmente relacionada ao desenvolvimento do indivíduo, o que, conseqüentemente, afetará a dinâmica da comunidade. Além do conceito de *atributo funcional*, existem vários outros conceitos que podem e são facilmente confundidos na literatura (Quadro 2) (para mais conceitos ver Violle et al, 2007).

Quadro 2. Conceitos sobre a abordagem funcional (Adaptado de Violle et al, 2007).

Termo	Conceito
Característica ( <i>trait</i> )	Qualquer característica morfológica ou fisiológica mensurada a nível de indivíduo (sem referência ao ambiente).
Atributo ou modalidade	Valor ou modalidade de um <i>trait</i> em um ponto do gradiente ambiental.
Atributo resposta	Qualquer <i>trait</i> que o atributo varie em resposta a mudanças nas condições ambientais.
Atributo de efeito	Qualquer <i>trait</i> que reflete o efeito de um organismo em determinadas condições ambientais.

Dependendo do tipo de atributo mensurado, as conclusões acerca das características funcionais podem ser interpretadas a nível de indivíduo, de comunidade, ou do funcionamento do ecossistema como um todo. Tais características funcionais podem ser avaliadas separadamente ou utilizadas mediante índices. Ao se considerarem as características funcionais separadamente, é preciso ter cautela; isto porque a gama de atributos funcionais é vasta. Um fator determinante, na hora da escolha de qual atributo utilizar, deve ser a consideração das hipóteses e premissas do estudo em questão. É possível utilizar os atributos em índices como: diversidade funcional, riqueza funcional, divergência funcional, redundância funcional, dentre outros (para definições ver Schmera et al., 2017). Segundo a revisão de Schmera et al. (2017), a maioria dos estudos mostra que esses índices

são fortemente influenciados por fatores ambientais e impactos antrópicos, mostrando a relevância dos mesmos para uso em biomonitoramento de ecossistemas aquáticos.

A biodiversidade aquática diminui com o aumento do impacto antrópico (Hepp e Santos, 2009; Hepp et al., 2010), mostrando a necessidade da utilização de novas técnicas que forneçam resultados mais rápidos, práticos e eficazes, no que se diz respeito ao biomonitoramento e conservação desses ambientes. A abordagem que considera aspectos funcionais das comunidades biológicas é crescente; porém, o seu uso indiscriminado, sem critérios e apresentando lacunas teóricas, torna sua utilização frágil e sem sentido para a ciência. Os trabalhos que levam em conta os atributos funcionais de insetos aquáticos são incipientes no Brasil e, para que o seu futuro seja promissor, é necessário que pesquisadores avaliem hipóteses bem consolidadas, com bases teóricas adequadas. Além disso, a escolha dos atributos pode ser um fator que complique a obtenção de informações de qualidade e que realmente auxiliem na manutenção da biodiversidade aquática.

Entre uma seleção de 100 questões fundamentais em Ecologia, Sutherland et al. (2013) destacam a abordagem funcional e enfatizam a necessidade de estudos que revelem como a estrutura e a dinâmica de determinadas comunidades biológicas que podem ser preditas a partir de atributos funcionais das espécies e qual a relação desses com a heterogeneidade espacial. Em relação à escala espacial local, entre os fatores que determinam a distribuição das comunidades de insetos aquáticos estão o tipo e a heterogeneidade do substrato (Poff e Ward, 1990; Downes et al., 1998; Lamouroux et al., 2004). Habitats heterogêneos propiciam maior quantidade de recursos alimentares e refúgios que protegem os organismos de distúrbios, determinando padrões de colonização dos insetos aquáticos (Brown, 2003). A quantidade de matéria orgânica, que acumula no leito dos riachos, também é fator preponderante para a organização da fauna aquática, pois, além de ser recurso alimentar para os insetos aquáticos, é utilizada como abrigo e proteção (Mackay, 1992; Graça et al., 2004). Os efeitos da heterogeneidade do substrato, sobre a estrutura funcional dos insetos aquáticos, ainda não foram

investigados experimentalmente, especialmente na Região Neotropical e em riachos naturais (exceto estudos envolvendo sedimentação; e.g. Rabení et al., 2005; Descloux et al., 2014).

Na Região Alto Uruguai Gaúcho, já foram realizados trabalhos utilizando-se a abordagem funcional (Milesi et al., 2016; Milesi et al., 2019). No entanto, em contraponto à tendência de outros estudos, realizados no Brasil, onde os autores utilizaram a abordagem funcional para avaliar a qualidade ambiental, nos estudos realizados na Região Alto Uruguai Gaúcho, os autores testaram hipóteses ecológicas acerca das características funcionais dos invertebrados aquáticos. A exemplo disso Milesi et al. (2016) testaram os efeitos dos tipos de substratos, homogêneo e heterogêneo, usando amostradores artificiais nas características funcionais de insetos aquáticos. As principais conclusões desse trabalho foram que existem diferenças funcionais entre os dois substratos, mas não existem diferenças taxonômicas (i.e. riqueza rarefeita). Nos amostradores, com superfície homogênea, atributos funcionais como raspadores, corpo pequeno e organismos que constroem abrigos, foram significativamente mais frequentes do que no substrato heterogêneo (Figura 4). Nesse caso, esses atributos podem ser indicadores de mudanças no substrato, estando indiretamente relacionado a uso antrópico (e.g. homogeneização do substrato). Mais recentemente, Milesi et al. (2019) analisaram a colonização de insetos aquáticos, em substratos artificiais, durante um período de 60 dias. Os autores concluíram que interferências, durante o processo de colonização (e.g. antropização) podem refletir na diminuição, ou até mesmo, na perda de alguns atributos funcionais, como, por exemplo, organismos fragmentadores, como tamanho de corpo maior e que dispersam pelo ar. Essa alteração, nas características funcionais da comunidade, pode alterar o funcionamento do ecossistema como um todo.



Figura 4. Amostradores artificiais homogêneos e heterogêneos e os respectivos atributos funcionais mais frequentes na comunidade de insetos aquáticos. Foto: SVM.

Ainda, Hepp et al. (em elaboração) utilizaram a abordagem funcional para avaliar os efeitos da remoção da vegetação ripária em riachos de cabeceira. A modificação das paisagens naturais (i.e. substituição da vegetação nativa por agricultura) ocasionou modificações funcionais significativas nas comunidades estudadas. Nos riachos naturais, foi observada a presença de organismos maiores, fragmentadores, e com o corpo achatado. Por outro lado, nos riachos impactados por agricultura, houve maior proporção de organismos raspadores, com corpo esférico, e construtores de abrigo.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como descrito, inicialmente, nesse capítulo, medir a diversidade biológica é um dos principais objetivos de inúmeros estudos ecológicos, especialmente daqueles realizados por estudantes de Graduação e Pós-Graduação. No entanto, no que diz respeito à abordagem funcional, seu uso deve ser avaliado com atenção, pois é relativamente nova, e apresenta muitas opções (ver Schmera et al. 2017, Verbeck et al. 2008). No caso de estudos sobre

diversidade beta, é necessário ter cuidados com as aplicações dos inúmeros métodos estatísticos, disponíveis em inúmeros softwares de análise de dados, sem ter a definição clara da proposta do estudo.

Diante disso, abaixo são listadas algumas limitações e perspectivas que devem ser observadas ao se realizarem pesquisas com as temáticas que seguem:

- 1) A identificação taxonômica dos organismos deve ser observada. A maioria dos trabalhos com insetos aquáticos não avançam na identificação taxonômica até nível de espécie. Isso gera perda de informações, uma vez que a maioria das informações sobre os atributos funcionais, disponíveis na literatura, são para espécies.
- 2) É importante observar a origem das informações sobre os atributos funcionais disponíveis na literatura. Quanto mais próximo da sua área de estudo, melhor!
- 3) É fundamental utilizar atributos funcionais que estejam de acordo com as hipóteses formuladas. Ou seja, é importante construir um arcabouço teórico consistente; caso contrário, algum atributo terá relação positiva, ou negativa, com alguma variável e, nesse caso, não estaremos fazendo ciência.
- 4) Para estudos sobre diversidade beta, é importante considerar os efeitos compartilhados entre as variáveis ambientais e o espaço. Geralmente, as variáveis ambientais são estruturadas espacialmente, e a explicação compartilhada é fundamental.
- 5) Muitas vezes, os percentuais de variação não explicada, em estudos sobre diversidade beta, são muito altos (>70%). Então, devem-se observar as razões para tais valores, que, geralmente, podem estar associadas a variáveis não mensuradas, redundância de informações, limitações taxonômicas, variação entre efeitos estocásticos, ou dinâmicos, ou limitações na habilidade de dispersão dos organismos.

6) Por fim, e mais especificamente observando a Região Alto Uruguai/RS, esta apresenta uma dinâmica de modificação constante da paisagem. Dessa forma, é importante que os estudos contemplem escalas mais amplas de paisagem, contribuindo para a gestão dos ambientes regionais.

## REFERÊNCIAS

Allan, J. D., Castillo, M. M. **Stream Ecology: Structure and Function of Running Waters**. 2nd Edition, Chapman and Hall, New York, 2007.

Baselga, A. Partitioning the turnover and nestedness components of beta diversity. **Global Ecology and Biogeography**. 19: 134–143, 2010.

Biasi, C., Milesi, S. V., Restello, R. M., Hepp, L. U. Ocorrência e distribuição de insetos aquáticos (Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera) em riachos de Erechim/RS. **Perspectiva**. 32: 171-180, 2008.

Biasi, C., König, R., Mendes, V., Tonin, A. M., Sensolo, D., Sobczak, J. R. S., Cardoso, R., Milesi, S. V., Restello, R. M., Hepp, L. U. Biomonitoramento Das Águas Pelo Uso De Macroinvertebrados Bentônicos: oito anos de estudos em riachos da Região do Alto Uruguai (RS). **Perspectiva**. 35: 1-9, 2010.

Brown, B. L. Spatial heterogeneity reduces temporal variability in stream insect communities. **Ecology Letters**. 6 (4): 316-325, 2003.

Castro, D. M., Doledec, S., Callisto, M. Landscape variables influence taxonomic and trait composition of insect assemblages in Neotropical savanna streams. **Freshwater Biology**. 62(8):1472-1486, 2017.

Castro, D. M., Dolédec, S., Callisto, M. Land cover disturbance homogenizes aquatic insect functional structure in neotropical savanna streams. **Ecological Indicators**. 84: 573-582, 2018.

Colzani, E., Siqueira, T., Suriano, M. T., Roque, F. O. Responses of aquatic insect functional diversity to landscape changes in Atlantic forest. **Biotropica**. 45: 343–350, 2013.

Cummins, K. W. Structure and function of stream ecosystems. **BioScience**. 24: 631–640, 1974.

De Toni, K. R., Nava, D., Restello, R. M., Decian, V., Rovani, I. L., Hepp, L. U. Integridade da paisagem e sua influência sobre a composição da comunidade de Chironomidae (Diptera) em riachos de pequena ordem. **Ecologia Austral**. 24(03): 335-342.

Descloux, S., Datry, T., Usseglio-Polatera, P. Trait-based structure of invertebrates along a gradient of sediment colmation: Benthos versus hyporheos responses. **The Science of the Total Environment**. 466-467:265–276, 2014.

Dirzo, R., Young, H. S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N. J., Collen, B. Defaunation in the Anthropocene. **Science**. 345: 401–6, 2014.

Dolédec, S., Phillips, N., Townsend, C. Invertebrate community responses to land use at a broad spatial scale: trait and taxonomic measures compared in New Zealand rivers. **Freshwater Biology**. 56: 1670-1688, 2011.

Downes, B. J., Lake, P. S., Schreiber, E. S. G., Glaister, A. Habitat structure and regulation of local species diversity in a stony, upland stream. **Ecological Monographs**. 68:237–257, 1998.

Ferreira, W. R., Hepp L. U., Ligeiro, R., Macedo D. R., Hughes, R. M., Kaufmann P. R., Callisto, M. Partitioning taxonomic diversity of aquatic insect assemblages and functional feeding groups in neotropical savanna headwater streams. **Ecological Indicators**. 72: 365-373, 2017.

Gering, J. C., Crist, T. The alpha-beta-regional relationship: providing new insights into local-regional patterns of species richness and scale dependence of diversity components. **Ecology Letters**. 5: 433-444, 2002.

Graça, M. A. S., Pinto, P., Cortes, R., Coimbra, N., Oliveira, S., Morais, M., Carvalho, M. J., Malo, J. Factors affecting macroinvertebrate richness and diversity in Portuguese streams: a two-scale analysis. **International Review of Hydrobiology**. 89:151-164, 2004.

Hepp, L. U., Milesi, S.V., Biasi, C., Restello, R. M. Effects of agricultural and urban impacts on macroinvertebrates 47 assemblages in streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Zoologia**. 27(1): 106-113, 2010.

Hepp, L. U. e Santos, S. Benthic communities of streams related to different land uses in a hydrographic basin in southern Brazil. **Environmental Monitoring and Assessment**. 157: 305-318, 2009.

Hepp, L. U., Restello, R. M., Milesi, S. V., Biasi, C., e Molozzi, J. Distribution of aquatic insects in urban headwater streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 25(1): 1-09, 2013.

Hepp, L. U., Milesi, S. V., Picolotto, R. C., Decian, V. S., Restello, R. M., Huiñocana, J. C. S., Albertoni, E. F. The replacement of riparian vegetation changes the stream insects functional diversity in Subtropical Atlantic Forest. **Em elaboração**.

Huiñocana, J. C. S., Albertoni, E. F., Picolotto, R. C., Milesi, S. V., Hepp, L. U. Nestedness of insect assemblages in agriculture- impacted Atlantic forest streams. **Analles of Limnology**. 56: 3, 2020.

Lamouroux, N., Dolédec, S., Gayraud, S. Biological traits of stream macroinvertebrate communities: effects of microhabitat, reach, and basin filters. **Journal of the North American Benthological Society**. 23:449-466, 2004.

Laureto, L. M. O., Cianciaruso, M. V., Samia, D. S. M. Functional diversity: an overview of its history and applicability. **Natureza & Conservação**. 13: 112-116, 2015.

Mackay, R. J. Colonization by lotic macroinvertebrates: a review of processes and patterns. **Canadian Journal Fisheries Aquatic Sciences**. 49: 617-628, 1992.

Magurran, A. E. **Measuring Biological Diversity**. Blackwell Science Ltd, Oxford. 2004.

Magurran, A. E. **Medindo a diversidade biológica**. Curitiba: Editora da UFPR, 2011.

Melo, A. S. O que ganhamos 'confundindo' riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**. 8(3): 21-27, 2008.

Melo, A. S., Schneck, F., Hepp, L. U., Simões, N. R., Siqueira, T., Bini L. M. Focusing on variation: methods and applications of the concept of beta diversity in aquatic ecosystems. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 23 (3): 318-331, 2011.

Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M., Hepp, L. U. Distribution of benthic macro-invertebrates in Subtropical streams (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. 21: 419-429, 2009.

Milesi, S. V., Dolédec, S., Melo, A. S. Substrate heterogeneity influences the trait composition of stream insect communities: an experimental in situ study. **Freshwater Science**. 35(4):1321-1329, 2016.

Milesi, S. V., Melo, A. S., Dolédec, S. Assessing community functional attributes during substrate colonization: a field experiment using stream insects. **Hydrobiologia**. 838: 183–192, 2019.

Milesi, S. V., Nava, D., Restello, R. M., Hepp, L. U. Nestedness of stream insects in Subtropical region: importance of inter-annual temporal scale. **Não publicado**.

Misenrendino, M.L. Macroinvertebrate assemblages in Andean Patagonian rivers and streams: environmental relationships. **Hydrobiologia**. 444: 147-158, 2001.

Ongaratto, R., Loureiro, R. C., Restello, R. M., Hepp, L. U. Effects of land use and limnological variables on the dissimilarity of common and rare aquatic insects in Atlantic Forest streams. **Revista de Biologia Tropical** .66: 1223–1231, 2018.

Pielou, E. C. The measurement of diversity in different types of biological collections. **Journal of Theoretical Biology**. 13: 131–144, 1966.

Poff, N. L. Landscape filters and species traits: towards mechanistic understanding and prediction in stream ecology. **Journal of the North American Benthological Society**. 16: 391-409, 1997.

Poff, N. L., Ward, J. V. The physical habitat template of lotic systems: recovery in the context of historical pattern of spatio-temporal heterogeneity. **Environmental Management**. 14:629-646, 1990.

Rabení, C. F., Doisy, K. E., Zweig, L. D. Stream invertebrate community functional responses to deposited sediment. **Aquatic Sciences**. 67: 395–402, 2005.

Rovani, I. L., Santos, J. E., Decian, V. S., Zanin, E. M. Assessing naturalness changes resulting from a historical land use in Brazil South Region: an analysis of the 1986–2016. **Journal of Environmental Protection**. 10: 149–163, 2019.

Saito, V. S., Soyninen, J., Fonseca-Gessner, A. A., Siqueira, T. Dispersal traits drive the phylogenetic distance decay of similarity in Neotropical stream metacommunities. **Journal of Biogeography**. 42: 2101–2111, 2015.

Schmera, D., Heino, J., Podani, J., Erős, T., Dolédec, S. Functional diversity: a review of methodology and current knowledge in freshwater macroinvertebrate research. **Hydrobiologia**. 787: 27–44, 2017.

Sensolo, D., Hepp, L. U., Decian, V., Restello, R. M. Influence of landscape on the assemblages of Chironomidae in Neotropical streams. **Annales of Limnology**. 48:391-400, 2012.

Statzner, B., Dolédec, S., Hugueny, B. Biological trait composition of European stream invertebrate communities: assessing the effects of various trait filter types. **Ecography**. 27: 470–488, 2004.

Sutherland, W. J. et al. Identification of 100 fundamental ecological questions. **Journal of Ecology**. 101(1): 58-67, 2013.

Tomanova, S., Usseglio-Polatera, P. Patterns of benthic community traits in neotropical streams: relationship to mesoscale spatial variability. **Fundamental and Applied Limnology**. 170: 243–255, 2007.

Townsend, C. R., Hildrew, A. G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater Biology**. 31: 265–275, 1994.

Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Seddell, J. R., Cushing, C. L. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**. 37:130-136, 1980.

Verberk, W. C., Siepel, H. e Esselink, H. Life-history strategies in freshwater macroinvertebrates. **Freshwater Biology**. 53(9): 1722-1738, 2008.

Vieira, N. K. M., Poff, N. L., Carlisle, D. M, Moulton, S. R., Koski, M. L., Kondratieff, B. C. **A database of lotic invertebrate traits for North America. U.S. Geological Survey Data Series 187.** US Geological Survey, US Department of the Interior, Reston, Virginia. 2006.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E. Let the concept of trait be functional! **Oikos**. 116: 882-892, 2007.

Webb, C. T., Hoeting, J. A., Ames, G. M., Pyne, M. I., LeRoy, N. L. A structured and dynamic framework to advance traits-based theory and prediction in ecology. **Ecology Letters**. 13: 267–283, 2010.

Whittaker, R. H. Vegetation of the Siskitou Mountains, Oregon and California. **Ecological Monographs**. 30: 279-338, 1960.

Windberg, P. C., Lynch, T. P., Murray, A., Jones, A. R., Davis, A. R. The importance of spatial scale for the conservation of tidal flat macrobenthos: an example from New South Wales, Australia. **Biological Conservation**. 34: 310-320, 2007.

Zilli, F. L., Montalto, L., Marchese, M. R. Benthic invertebrate assemblages and functional feeding groups in the Parana River floodplain (Argentina). **Limnologica**. 38: 159-171, 2008.

# DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS FOLIARES EM RIACHOS DE FLORESTA COM ARAUCÁRIA (RIO GRANDE DO SUL)

Luiz Ubiratan Hepp, Cristiane Biasi, Lucas Eugenio Fontana

## INTRODUÇÃO

A relação entre a vegetação ripária e o ambiente aquático é muito complexa e interdependente. A zona ripária de um riacho é um ecótono que se constitui em uma zona de transição entre o meio terrestre e o aquático, a qual tem influência direta no funcionamento ecológico do ecossistema. Dessa forma, o funcionamento de riachos está relacionado com (i) a produção autóctone e alóctone (fontes de matéria e energia); (ii) decomposição da matéria orgânica (ciclagem de nutrientes); e (iii) estrutura e composição das comunidades aquáticas (incorporação da matéria e energia na cadeia trófica) (Vannote et al., 1980; Wallace e Webster, 1996; Chauvet et al., 2016; Rezende et al., 2017) (Figura 1). Mais especificamente, a decomposição de matéria orgânica em ambientes aquáticos é um processo ecológico de suma importância para esses ambientes. A partir da transformação da matéria orgânica em inorgânica, os elementos químicos essenciais ficam disponíveis para o sistema, subsidiando as teias tróficas aquáticas. No entanto, tal processo envolve inúmeras etapas físicas, químicas e biológicas, as quais dependem de fatores intrínsecos e extrínsecos definidos pelas características do ambiente em que ocorre (Silva et al., 2018).

Em ambientes aquáticos, as fontes de matéria orgânica podem ser de origem autóctone (e.g. algas, macrófitas) ou alóctone (e.g. vegetação

riparia). Em ambientes lênticos, por possuírem características que favorecem a ocorrência e desenvolvimento de fitoplânctons e de macrófitas aquáticas, a matéria orgânica autóctone é a base da cadeia trófica nestes sistemas (Carvalho et al., 2015). Por outro lado, em sistemas lóticos, o fluxo de correnteza dificulta o estabelecimento de algas e macrófitas; assim, a matéria orgânica alóctone, oriunda da zona ripária, é a fonte energética basal das cadeias tróficas nesses ambientes (Abelho, 2001). De acordo com o Conceito do Rio Contínuo, proposto por Vannote et al. (1980), os ambientes lóticos são essencialmente heterotróficos (dependentes de fontes de energia alóctones) e se tornam, gradualmente, autotróficos (dependentes de fontes de energia autóctones) à medida que a exposição direta do riacho à luz solar aumenta.

Como descrito anteriormente, a rede hídrica da Região Alto Uruguai gaúcho é constituída por uma rede de drenagem formada por riachos de pequena ordem ( $\leq 3$ a ordem). Os pequenos riachos comportam uma ampla variedade de organismos, os quais interagem troficamente entre si, constituindo uma complexa trama alimentar aquática. Nesse processo, os decompositores possuem um papel ecológico importante na transformação da matéria orgânica que entra no riacho. De maneira geral e simplificada, o processo de decomposição em riachos possui três etapas (lixiviação, condicionamento e fragmentação) que, conceitualmente, são distintas, mas podem ocorrer concomitantemente (Abelho, 2001). Essas etapas da decomposição garantem o fornecimento de energia e nutrientes para as cadeias alimentares locais, bem como para cadeias alimentares a jusante (Webster e Benfield, 1986).

Dessa forma, a composição e a estrutura da vegetação ripária assumem um papel importante na manutenção da integridade ecológica dos riachos, não apenas fornecendo matéria orgânica, mas também criando condições ecológicas para que o sistema mantenha seu funcionamento ecológico. A estrutura ecológica dos biomas é um fator preponderante no funcionamento dos riachos. Em biomas de regiões frias (e.g. tundra e floresta boreal), as taxas de processamento de carbono é mais lenta, enquanto que, em florestas tropicais, as taxas de decomposição são aceleradas (Tiegs et al.,

2019). Esses resultados apontam que fatores climáticos, em larga escala, são importantes para determinarem as variações nas taxas de processamento de carbono. Além disso, a natureza geológica das variadas regiões do Planeta pode influenciar a qualidade das plantas (Graça e Poquet, 2014), uma vez que os atributos foliares são selecionados em resposta a diferentes condições ambientais, incluindo a disponibilidade de nutrientes no solo e variações no clima.

A Região Alto Uruguai gaúcho está inserida no Bioma Mata Atlântica, mais especificamente, em uma zona de transição vegetal, apresentando um misto de espécies com diferentes características fenológicas. Isso confere à paisagem da Região um mosaico vegetacional extremamente importante, uma vez que ela pode ser considerada um imenso ecótono entre a Região litorânea com o interior do território brasileiro. A formação vegetal 'Floresta Ombrófila Mista' é a descrição mais aceita para a Região Alto Uruguai Gaúcho, sendo que a presença da espécie vegetal *Araucaria angustifolia*, caracteriza a Região com um misto de floresta com Araucária e estacional decidual. Assim, a composição da vegetação ripária contempla um misto de espécies vegetais caducifólias, decíduas e semidecíduas, tornando o suprimento de matéria orgânica alóctone aos riachos muito variado e constante ao longo do ano.

Recentemente, um estudo cienciométrico contabilizou 1040 estudos sobre decomposição em clima subtropical, sendo que, apenas, 106 (~10%) desses estudos foram realizados na porção subtropical da América do Sul (Gayer et al., submetido). Desses estudos, a maioria foi realizada em ambientes lóticos, especialmente riachos, sendo que boa parte deles foi realizados na Região Alto Uruguai do Rio Grande do Sul. Os resultados de tais estudos demonstraram que o conhecimento sobre o processo de decomposição em ambientes aquáticos da Região é incipiente. Mesmo que o estudo de Gayer et al. (submetido) tenha demonstrado que há um alto número de publicações sobre o tema, na Região, ainda existem muitas lacunas do conhecimento para serem preenchidas. Sendo assim, neste capítulo, apresentaremos alguns conceitos importantes sobre o processo de decomposição em riachos, embasados nos estudos desenvolvidos e na experiência adquirida, nos últimos 20 anos, na

Região. Nos tópicos seguintes, adotamos uma sequência lógica de todas as etapas que fazem parte do processo de decomposição: dinâmica de matéria orgânica, transformação da matéria orgânica (lixiviação, condicionamento e fragmentação) e os fatores que influenciam o processo.

## DINÂMICA DE MATÉRIA ORGÂNICA NOS RIACHOS

Em riachos de pequena ordem, o aporte de matéria orgânica alóctone é fundamental para a manutenção do funcionamento desses ecossistemas (Vannote et al., 1980; Abelho, 2001). A matéria orgânica alóctone, oriunda da vegetação ripária, é composta por folhas (entre 60% e 80% do total), galhos (cerca de 30%) e material reprodutivo (e.g. flores e frutos e sementes; cerca de 5%) (França et al., 2009; Gonçalves e Callisto, 2013; Gonçalves et al., 2014; Rezende et al., 2017) (Figura 1).

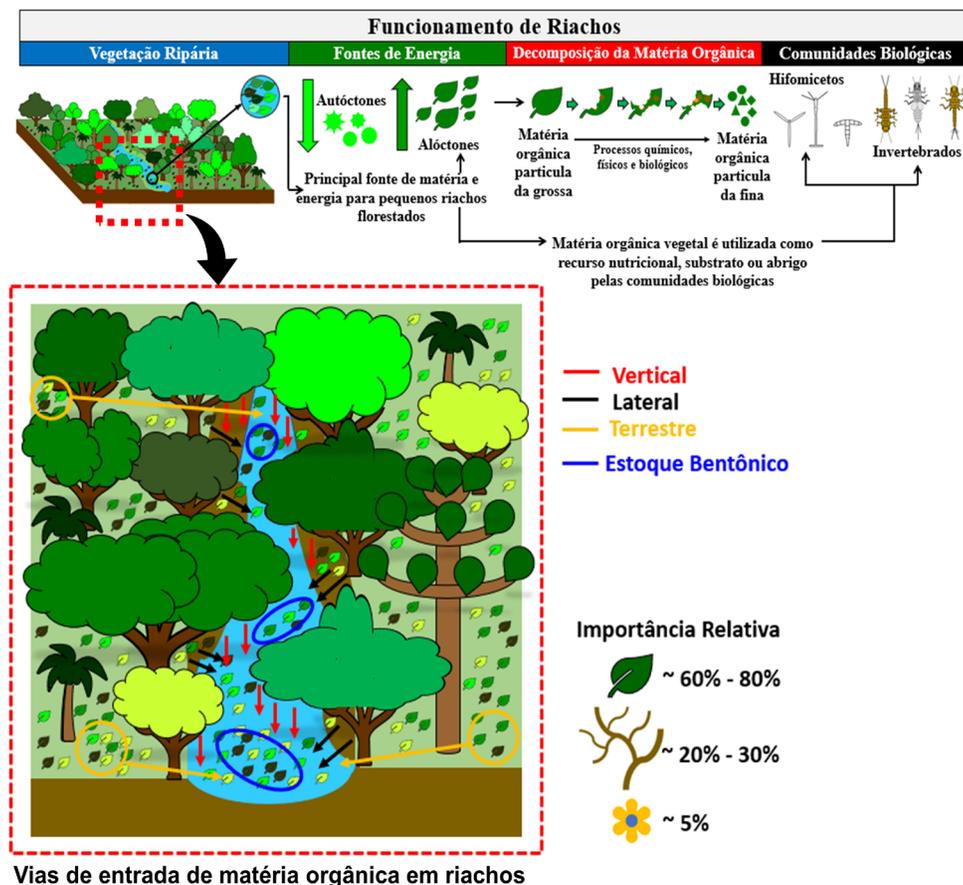


Figura 1. Modelo conceitual do funcionamento, representação das vias de entrada e importância relativa das diferentes frações de matéria orgânica de riachos pequenos e florestados.

O aporte de matéria orgânica alóctone nos riachos pode ocorrer por diferentes vias: (i) verticalmente, quando a matéria orgânica é oriunda da vegetação acima do leito do riacho; (ii) lateralmente, quando a matéria orgânica depositada na zona ripária alcança o corpo hídrico; (iii) terrestre, quando a matéria orgânica, armazenada em áreas adjacentes à zona ripária, pode, eventualmente, entrar no riacho; e (iv) estoque bentônico que é a matéria orgânica transportada pelo fluxo da água ao longo do curso da riacho e que fica

depositada em zonas de remanso, ou presa entre pedras no leito (Gonçalves e Callisto, 2013; Gonçalves et al., 2014). A importância relativa de cada uma dessas vias depende diretamente das características morfológicas (e.g. declividade das margens) e limnológicas (e.g. velocidade de correnteza) dos riachos (França et al., 2009; Gonçalves et al., 2014; Lisboa et al., 2015). Assim, a dinâmica de matéria orgânica em riachos é a variação de formas de entrada desse material nos corpos hídricos e é influenciada diretamente pelo clima (e.g. variações de temperatura e pluviosidade) (Tonin et al., 2017) e pela estrutura e composição da vegetação ripária (França et al., 2009; Gonçalves et al., 2014a; Rezende et al., 2017) (Figura 2).

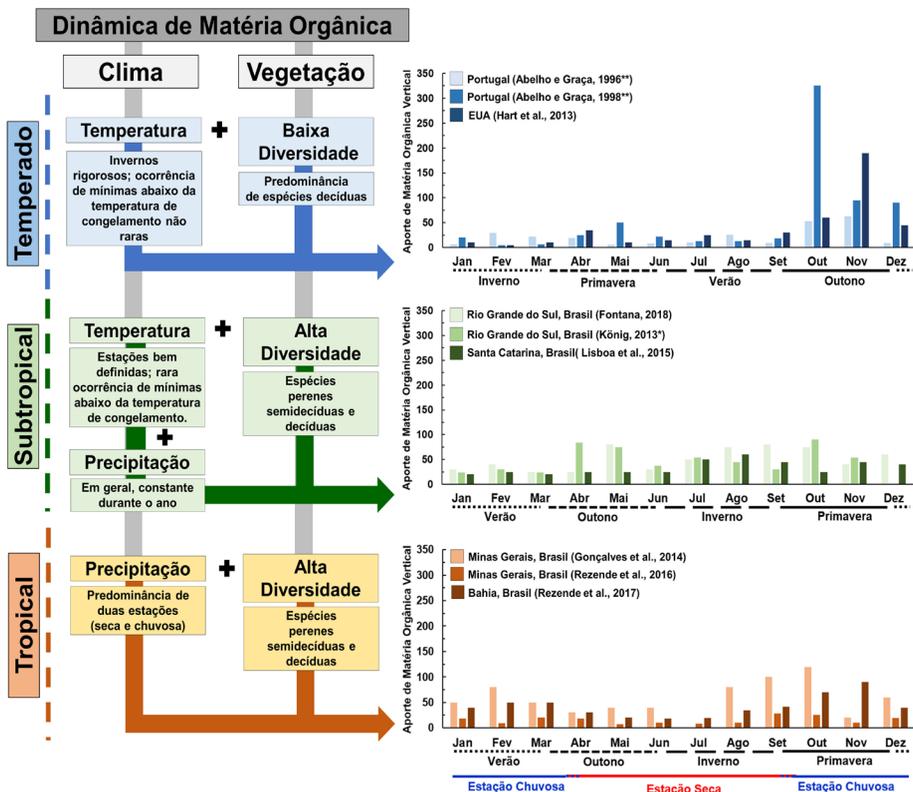


Figura 2. Aporte de matéria orgânica vertical ( $\text{g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$ ; valores aproximados) e principais fatores associados a este processo ecossistêmico observado em riachos localizados em diferentes regiões climáticas. \*Valores aproximados de  $\text{g.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$  convertidos para  $\text{g.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$ . \*\*Valores aproximados expressos em  $\text{g.AFDM.m}^{-2}.\text{mês}^{-1}$ .

O conhecimento sobre os padrões e processos ecossistêmicos, envolvidos na dinâmica de matéria orgânica em riachos, é bem difundido em regiões de clima temperado e tropical (Graça et al., 2015). No entanto, os padrões ecológicos que definem a dinâmica de matéria orgânica na Região subtropical, ainda são incipientes, especialmente, em uma Região de transição vegetal, como é o caso da Região Alto Uruguai Gaúcho.

As florestas típicas das regiões temperadas (e.g. Floresta Decidual) são compostas por um número limitado de espécies arbóreas, predominantemente, decíduas que perdem grandes quantidades de suas folhas durante os meses de outono (Ricklefs e Relyea, 2016). Essa é uma estratégia fisiológica das espécies, que visa à reabsorção de nutrientes das folhas antes que estas sofram os efeitos danosos do frio intenso e do congelamento que são características comuns das regiões temperadas (Estiarte e Peñuelas, 2015; Ricklefs e Relyea, 2016). Assim, a temperatura é o principal fator climático associado à dinâmica de matéria orgânica em riachos temperados, onde se observa um aporte de matéria orgânica alóctone elevado e pouco diversificado durante os meses de outono (Abelho e Graça, 1996; Abelho e Graça, 1998; Graça et al., 2002; Molinero e Pozo, 2004; Inoue et al., 2012; Hart et al., 2013).

Por outro lado, em regiões tropicais a pluviosidade é o principal fator climático associado à dinâmica de matéria orgânica alóctone em riachos, especialmente no Brasil (Tonin et al., 2017). As regiões tropicais são caracterizadas por formações vegetais que apresentam elevada riqueza de espécies perenes, semidecíduas e decíduas (Murray-Smith et al., 2009; Gonçalves et al. 2014). Essas características conferem um aporte de matéria orgânica alóctone altamente diversificado, composto por um elevado número de espécies nas regiões tropicais (~60 espécies) (França et al., 2009; Gonçalves e Callisto, 2013; Gonçalves et al., 2014a; Rezende et al., 2017).

Por sua vez, as regiões de clima subtropical apresentam estações bem definidas (invernos frios e verões quentes, com temperatura média anual variando entre 12°C e 22°C) e regime pluviométrico relativamente constante ao longo do ano (variação entre 1300 a 2200 mm ano<sup>-1</sup>), especialmente

na Região Sul do Brasil (Alvares et al., 2013). Na Região do Alto Uruguai Gaúcho, a precipitação média é de ~1800 mm ano<sup>-1</sup> e a temperatura média anual é ~18°C (INMET, 1970 - 2018). A Região está inserida numa área de transição entre Floresta Atlântica com Araucária e Floresta Estacional (IBGE, 2012; Oliveira-Filho et al., 2015) e apresenta elevada diversidade de espécies arbóreas perenes, semidecíduas e decíduas (Ruschel et al., 2005; Murray-Smith et al., 2009; Loregian et al., 2012; Mélo et al., 2013). Assim, o aporte de matéria orgânica nos riachos dessa Região é fortemente influenciado pela pluviosidade e pela estrutura e composição da vegetação (König, 2013; Loureiro, 2015; Tonin et al., 2017; Fontana, 2018).

O aporte de matéria orgânica alóctone nos riachos do Alto Uruguai gaúcho é relativamente constante durante o ano, com tendência de ser maior durante a primavera (Fontana, 2015; Loureiro, 2015; Fontana, 2018). O aumento no aporte de matéria orgânica é, geralmente, modelado pelos maiores volumes de pluviosidade (Fontana, 2018) e pela substituição das folhas senescentes que ocorrem na primavera (König et al., 2002; Turchetto e Fortes, 2014). Além disso, a elevada diversidade de espécies vegetais arbóreas na Região (Loregian et al., 2012; Mélo et al., 2013) se reflete em um aporte de matéria orgânica variado. Loureiro (2015) identificou o aporte de 48 espécies vegetais em um riacho da Região. Além disso, a composição de espécies vegetais variou nos diferentes períodos do ano. Tal variabilidade na composição das espécies influenciou a composição química da água do riacho, especialmente as concentrações de carbono e nitrogênio (Fontana, 2015).

## DECOMPOSIÇÃO DE DETRITOS

Uma vez dentro do riacho, a matéria orgânica alóctone passa por transformações físicas, químicas e biológicas, que reduzem a matéria orgânica particulada grossa (MOPG) em matéria orgânica particulada fina (MOPF) e matéria orgânica dissolvida (MOD) (Webster e Benfield, 1986; Abelho, 2001). Esse processo é contínuo e acontece em três etapas independentes

que, embora seja descrito e estudado individualmente, ocorrem de maneira concomitante, sendo elas: (i) a lixiviação; (ii) o condicionamento microbiano e (iii) a fragmentação.

A **lixiviação** é caracterizada pela remoção de compostos hidrossolúveis do detrito, devido ao contato do material vegetal com a água do riacho. Nessa fase, as substâncias lixiviadas incluem compostos orgânicos (e.g. açúcares, ácidos orgânicos, proteínas, compostos fenólicos) e inorgânicos (e.g. K, Ca, Mg e Mn) (Trevisan e Hepp, 2007; Hepp et al., 2009; Tonin et al., 2014a; Silva et al., 2018). A lixiviação de compostos solúveis ocorre, geralmente, nas primeiras 48 horas de imersão, embora o tempo de lixiviação possa ser prolongado para algumas semanas, dependendo do composto químico (Gimenes et al., 2010; Silva et al., 2018). Nessa etapa, o detrito perde cerca 30% da massa inicial do material vegetal (Bärlocher, 2005), e as substâncias dissolvidas dependem da composição química dos detritos que entram nos riachos. Além disso, a lixiviação pode ser influenciada por fatores como a temperatura e a correnteza da água (Gimenes et al., 2010), uma vez que acelera a remoção dos compostos solúveis pela abrasão e/ou aumento do potencial de solubilidade dessas substâncias.

As espécies vegetais apresentam uma complexidade química que pode influenciar o processo de decomposição (Hepp et al., 2009). Dentre as substâncias dissolvidas, alguns compostos retidos nas folhas (e.g. polifenóis) inibem a colonização microbiana e dificultam o seu aproveitamento pelos herbívoros (Bärlocher, 2005). Como descrito anteriormente, uma vez que a diversidade de espécies arbóreas, nas zonas ripárias dos riachos do Alto Uruguai Gaúcho, é alta, espera-se que ocorra uma alta variabilidade química dos detritos. Estudos demonstraram que a variação química do detrito pode ser relacionada a compostos orgânicos voláteis (Hepp et al., 2009), inorgânicos (Tonin et al., 2014a), ou compostos estruturais como polifenóis, carbono, nitrogênio total e fósforo total (Trevisan e Hepp, 2007; Silva et al., 2018).

O **condicionamento microbiano** ocorre quando microrganismos colonizam o detrito orgânico. Nessa etapa, os microrganismos envolvidos são heterotróficos como, por exemplo, fungos e bactérias, mas com

majoritária participação dos fungos chamados hifomicetos aquáticos (Graça, 2001) (Figura 3). Hifomicetos aquáticos podem representar mais de 14% da massa do detrito em decomposição (Duarte et al., 2006) e promovem a perda de massa de maneira (i) direta, através da maceração, metabolismo e incorporação do detrito para a produção secundária, e (ii) indireta, promovendo a palatabilidade e aumentando o valor nutricional do detrito para os invertebrados fragmentadores (Gulis e Suberkropp, 2003; Bärlocher, 2009; Ferreira e Chauvet, 2011; Krauss et al., 2011; Graça et al., 2015).

Os hifomicetos aquáticos são anamorfos (fases assexuais) de basidiomicetos e ascomicetos majoritariamente, com mais de 300 espécies descritas e com ampla distribuição geográfica (Graça et al., 2015; Fiuza et al., 2017). Esses fungos são capazes de completar todo o seu ciclo de vida assexual debaixo d'água, começando pela colonização do substrato vegetal, seguido pelo crescimento micelial e esporulação (Gulis e Bärlocher, 2017). Atualmente, a taxonomia desse grupo tem sido baseada na identificação de formas conodiais (Figura 3), liberadas por reprodução assexuada (Bärlocher, 2009; Graça et al., 2015), embora os esforços para incluir técnicas moleculares nos estudos tenham aumentado (Duarte et al., 2016).

A colonização desses fungos no detrito começa com a fixação de conídios na superfície do substrato, que pode ser afetada pelas características físicas das folhas, como dureza (Biasi et al., 2019a,b), tamanho e forma (Kearns e Bärlocher, 2008), como também a composição química do substrato, que pode estimular, ou inibir, a germinação (Suberkropp, 1998; Biasi et al., 2017). Fatores externos, como a temperatura da água e a disponibilidade de nutrientes dissolvidos, também afetam a colonização das folhas por hifomicetos (Ferreira et al., 2006; Biasi et al., 2017).

Na Região subtropical, especialmente na Região Alto Uruguai Gaúcho, têm sido registradas ~32 espécies de hifomicetos (Biasi et al., 2020); embora esse número seja subestimado, representa cerca de 38% da diversidade de hifomicetos no Brasil. As espécies mais comuns são *Lunulospora curvula*, *Flagellospora curvula*, *Heliscus submersus*, *Tetracladium marchalianum*,

*Triscelophorus monosporus*, *Campylospora chaetoclada*, *Clavariopsis aquatica*, *Clavatospora tentacula*, *Anguillospora furtiva*, *Anguillospora longissima*.

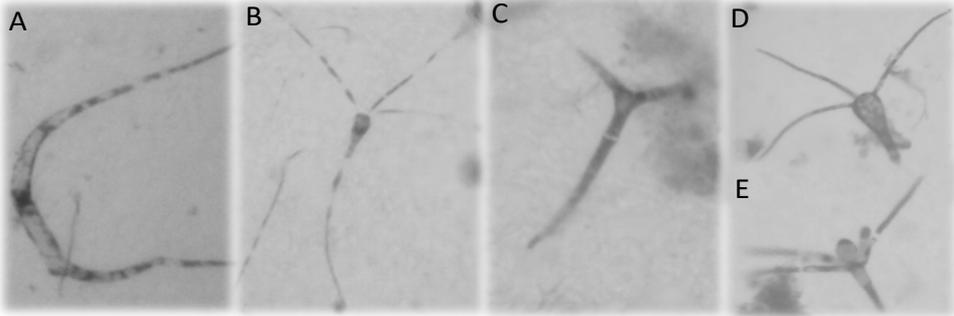


Figura 3. Exemplos de hifomicetos aquáticos associados ao processo de decomposição foliar em riachos da Região Alto Uruguai do RS. A: *Lunulospora curvula*, B: *Clavatospora tentacula*, C: *Heliscus submersus*, D: *Clavariopsis aquatica*, E: *Tetracladium marchalianum*. As fotos não estão em mesma escala. Fotos: CB.

A **fragmentação** pode acontecer, fisicamente, pela abrasão da água e, biologicamente, pela alimentação de invertebrados fragmentadores. Os organismos fragmentadores possuem aparelho bucal adaptado para consumir o detrito e têm importante papel no processo de quebra da estrutura física da MOPG, que abrange partículas >1,0 mm e as fraciona em partículas menores (> 0,25 e <1,0 mm) que servem de alimento para outros grupos funcionais, como coletores e filtradores (Cummins et al., 2005).

Na Região Alto Uruguai Gaúcho, os fragmentadores, associados ao detrito em decomposição mais comumente encontrados, são as fases larvais dos insetos *Phylloicus* Müller, 1880 (Trichoptera, Calamoceratidae) (König et al., 2014; Tonello et al., 2016; Biasi et al., 2019a,b), embora outros grupos de detritívoros fragmentadores tenham sido encontrados com menor representatividade, como *Gripopteryx* Pictet, 1841 (Plecoptera, Gripopterygidae) (König et al., 2014; Loureiro et al., 2015), *Aegla* (Decapoda, Aeglidae) (Cogo e Santos, 2013) e alguns gêneros de Chironomidae, como *Polypedilum* (Hepp et al., 2008; Biasi et al., 2013). Dentre esses organismos, larvas do gênero *Phylloicus*, mesmo que em densidades baixas, são os

principais fragmentadores nos riachos regionais (Figura 5; Tonello et al., 2016). Tais organismos têm uma participação importante no processamento do detrito, uma vez que podem acelerar em ~23% a taxa de decomposição quando presentes (Tonello et al., 2014), especialmente pelo seu tamanho corporal (Tonin et al., 2014b).

De maneira geral, os *Phylloicus* apresentam ciclo multivoltino e assíncrono de desenvolvimento, uma vez que, em um ambiente tropical e subtropical, a disponibilidade de recursos é constante; desse modo, a história de vida desses organismos é mais controlada pelas variações ambientais (e.g. temperatura da água) (Reyes-Torres e Ramírez, 2018). No entanto, um fator preponderante para os fragmentadores é o grau de condicionamento microbiano do detrito. Há evidências de que as larvas podem consumir as folhas não condicionadas, mas exibem preferência por folhas condicionadas quando estas são disponibilizadas (Biasi et al., 2019a). Além disso, as taxas de alimentação dos fragmentadores e a sua densidade são condicionadas pelo tipo de espécie vegetal (König et al., 2014; Biasi et al., 2019a,b), já que há variações importantes na estrutura física e química das espécies.



Figura 5. (A) Larvas de *Phylloicus* e (B) casas construídas pelas larvas com folhas encontradas nos riachos. Fotos: SVM.

## FATORES QUE INFLUENCIAM A DECOMPOSIÇÃO DO DETRITO

Há diversos fatores que, potencialmente, influenciam a decomposição em riachos. Alguns podem ser intrínsecos ao material vegetal que será decomposto, e outros podem ser extrínsecos ao detrito. Esses fatores podem estar relacionados às escalas espaciais de estudo como, por exemplo, características específicas de um riacho (e.g. variáveis limnológicas) como da área de drenagem desse ambiente (e.g. usos da terra). Nos diversos estudos sobre a decomposição de detritos foliares, desenvolvidos na Região Alto Uruguai gaúcho, tem-se observado que as características químicas do detrito (dureza, teor de polifenóis e relação carbono: nitrogênio (C:N)) são fatores intrínsecos importantes; porém, alterações no uso da terra (e.g. substituição da vegetação ripária por agricultura) ou invasão de espécies exóticas são fatores extrínsecos com destaque na modulação desse processo ecossistêmico.

**Fatores intrínsecos** das plantas podem variar, significativamente, entre as espécies, o que pode gerar contribuições distintas das plantas para a ciclagem de nutrientes. Dentre estes, a quantidade de nutrientes nas folhas (principalmente N e P); a concentração de compostos defensivos (taninos e polifenóis) e compostos estruturais (lignina e celulose) esses são os principais elementos químicos relacionados à qualidade do detrito (Ardón et al., 2006; Ratnarajah e Barmuta, 2009; Graça e Poquet, 2014; Graça et al., 2015).

Geralmente, detritos com altas concentrações de nitrogênio e baixa relação C:N apresentam uma decomposição mais rápida, além de serem mais consumidos pelos organismos associados (Ligeiro et al., 2010; König et al., 2014). Na Região Alto Uruguai/RS, essas premissas têm sido observadas com frequência (Biasi et al., 2013; Tonello et al., 2014; Tonin et al., 2014a), inclusive quando as espécies mais nutritiva são de origem exótica (König et al., 2014). Por outro lado, compostos estruturais (e.g. lignina e celulose) e os compostos secundários (e.g. polifenóis e taninos) estão, presumivelmente, relacionados

à defesa das plantas. Celulose e lignina são altamente refratários, retardando a decomposição quando em concentrações altas no detrito. Os compostos secundários possuem distintas funções ecológicas na planta, como alelopatia, ação atrativa, ou repelente, a organismos, que podem exercer efeito no processo de decomposição das plantas (Hepp et al., 2009). König et al. (2014) observaram que a decomposição do detrito foi mais rápida em espécies com folhas mais macias e nutritivas. Em um estudo, para classificar diferentes espécies vegetais quanto à velocidade de decomposição, foi conduzido um experimento com folhas de espécies arbóreas nativas e exóticas, e os resultados foram comparados com a classificação proposta por Gonçalves et al. (2014b). As 10 espécies avaliadas foram classificadas em diferentes velocidades de decomposição; porém, não mostraram um padrão de acordo com a origem das espécies (Pastore, 2020) (Tabela 1).

Tabela 1. Coeficiente de decomposição das espécies vegetais nativas e exóticas e velocidade de decomposição segundo a classificação proposta por Gonçalves et al. (2014) observadas no riacho subtropical estudado. (Adaptado de Pastore, 2020)

Espécies	Origem	$k$ (dia <sup>-1</sup> )	Velocidade de Decomposição
<i>Eugenia uniflora</i>	Nativa	-0,0963 ± 0,0597	Rápida
<i>Hovenia dulcis</i>	Exótica	-0,0376 ± 0,0202	Rápida
<i>Handroanthus heptaphyllus</i>	Nativa	-0,0266 ± 0,0015	Rápida
<i>Myrcianthes pungens</i>	Nativa	-0,0216 ± 0,0015	Rápida
<i>Eucalyptus sp.</i>	Exótica	-0,0190 ± 0,0020	Intermediária
<i>Cedrela fissilis</i>	Nativa	-0,0056 ± 0,0025	Intermediária
<i>Nectandra megapotamica</i>	Nativa	-0,0043 ± 0,0020	Intermediária
<i>Cryptocaria aschersoniana</i>	Nativa	-0,0033 ± 0,0011	Lenta
<i>Inga marginata</i>	Nativa	-0,0020 ± 0,0010	Lenta
<i>Pinus sp.</i>	Exótica	-0,0016 ± 0,0005	Lenta

Os **fatores extrínsecos** tendem a influenciar a atividade dos organismos decompositores, os quais, conseqüentemente, afetam a decomposição do detrito. Dentre eles, destacam-se as características dos riachos, a temperatura, a vazão e a composição química da água (Graça et al.,

2015). A concentração de nutrientes na água é um fator determinante para as taxas de decomposição foliar, especialmente se as folhas representarem um recurso pobre em nutrientes, o que limita a utilização do carbono orgânico do material vegetal por parte dos decompositores (Ferreira et al., 2006; Biasi et al., 2017). Tonin et al. (2011) registraram a estimulação das taxas de decomposição com a adição de nitrato na água e sugerem que processos de eutrofização dos riachos podem acelerar as taxas de decomposição. Entretanto, em áreas urbanizadas, ou sujeitas à agricultura intensiva, a maior concentração de nutrientes, aliada à sedimentação dos riachos, e baixas concentrações de oxigênio podem diminuir as taxas de processamento da matéria orgânica (Pascoal e Cassio, 2004). Outro parâmetro importante é o pH das águas, pois tem-se demonstrado que as taxas de decomposição são mais rápidas em águas alcalinas, especialmente por modular a atividade dos decompositores microbianos (Boyero et al., 2016). A temperatura da água também tem efeitos diretos na comunidade de decompositores, pois, além de alterarem a qualidade do detrito (Ferreira e Chauvet, 2011), controlam a biomassa e a atividade dos microrganismos decompositores (Ferreira e Canhoto, 2015), o que é preocupante, devido ao futuro cenário de mudanças climáticas.

As zonas ripárias compreendem um componente importante na interface terrestre-aquático; por isso, alterações nessas regiões frequentemente alteram a variabilidade natural das comunidades aquáticas e o funcionamento dos riachos (Casotti et al., 2015; Hepp et al., 2016). Recentes estudos demonstram que os riachos florestados são sensíveis a alterações, na composição das zonas ripárias, e que a substituição da floresta nativa por monoculturas e/ou práticas agrícolas altera padrões e processos nos ambientes aquáticos (Hepp et al., 2016; Ferreira et al., 2018; Huiñocana et al., 2020).

A substituição de espécies arbóreas nativas por exóticas tem sido uma prática comum nos fragmentos florestais do Alto Uruguai Gaúcho. Dentre as espécies exóticas que ocorrem na Região, a uva-japão (*Hovenia dulcis*) tem se destacado, pelo seu alto potencial invasor. A presença dessa espécie nas zonas ripárias altera o funcionamento dos riachos, causando a homogeneidade de recursos alóctones, afetando a dinâmica de matéria

orgânica (Fontana et al. 2020), e a estrutura e composição de organismos decompositores (Biasi et al., 2020; Fontana et al., submetido). Além da *H. dulcis*, a presença da espécie exótica *Eucalyptus* sp. é frequente nas zonas ripárias da Região. Isso tem sido objeto de inúmeros estudos que têm como objetivo avaliar os efeitos dessa monocultura sobre a decomposição foliar nos riachos. Ferreira et al. (2018) citam que plantações de *Eucalyptus*, no entorno dos riachos, provocam diversas mudanças ecossistêmicas que afetam o tipo de decompositor (apenas fungos, ou fungos + invertebrados) e, consequentemente, o processo de decomposição.

A agricultura intensiva, praticada no Alto Uruguai do Gaúcho, contribui significativamente para o uso e ocupação da terra na Região (Rovani et al., 2019; Rovani et al., 2020). Em áreas de drenagem, onde a vegetação ripária é removida completamente para plantios agrícolas, há uma alteração no funcionamento dos riachos. Estes deixam de ser heterotróficos, em virtude da diminuição do aporte de material alóctone, e passam a ser autotróficos, devido ao aumento da produção primária, facilitada pela incidência de luz solar (Tonello et al., em elaboração). Essa alteração, na fonte basal de carbono nos riachos, se evidencia quando se observa uma relação negativa do percentual de uso agrícola com a abundância de invertebrados fragmentadores e, consequentemente, com as taxas de decomposição foliar (Tonello et al., em elaboração). No entanto, esse padrão ainda não é claro, especialmente para fungos hifomicetos, os quais parecem não ser afetados pela remoção da vegetação ripária (Tonello et al., em elaboração; Picolotto et al., em elaboração).

## PERSPECTIVAS E DESDOBRAMENTOS

O funcionamento dos riachos é influenciado, por inúmeros fatores ambientais, nas diferentes escalas espaciais dos ecossistemas. Além disso, fica evidente a forte relação entre os processos ecológicos que ocorrem nos riachos com a estrutura da vegetação ripária. Embora tenham sido apresentadas

várias informações particulares sobre o processo de decomposição nos riachos da Região Alto Uruguai Gaúcho, ainda existem alguns pontos a serem explorados a partir de estudos científicos. Em escalas ecológicas mais amplas, embora Tonin et al. (2017) tenham mostrado um efeito relativo das escalas espaciais sobre o processo de decomposição, deve-se considerar que este estudo foi realizado em uma Região relativamente homogênea. Considerando-se que a Região Alto Uruguai Gaúcho é amplamente antropizada, estudos sobre os efeitos espaciais em áreas ambientalmente distintas devem ser conduzidos. Tais estudos, possibilitarão avançar no conhecimento sobre os efeitos de variáveis limnológicas dos riachos, assunto pouco ou nada explorado na Região. Sob o ponto de vista biológico, os estudos sobre os fungos aquáticos são recentes, e existem inúmeros pontos a serem esclarecidos como, por exemplo: (i) ampliar o conhecimento da diversidade fúngica; (ii) fatores ambientais e espaciais que podem influenciar essa diversidade; e (iii) entender os efeitos de alterações do uso da terra (e.g. substituição de vegetação por agricultura e invasão biológica) sobre a decomposição mediada por microrganismos. Considerando-se os invertebrados fragmentadores, é importante canalizar esforços para um inventário da diversidade de fragmentadores nos riachos regionais, tendo, como suporte, estudos de conteúdo estomacal ou isótopos estáveis. Por fim, estudos sobre o efeito de poluentes específicos (e.g. agrotóxicos, metais pesados) devem ser realizados, uma vez que a inexistência de sistema de tratamento de resíduos urbanos e a atividade agrícola, na Região, são altos.

## AGRADECIMENTOS

LUH agradece o apoio recebido do CNPq (no 421632/2016-0) e Bolsa Produtividade CNPq (no 305203/2017-7). LEF agradece a Bolsa Taxa do Programa PROSUC/CAPES – URI e Bolsa CAPES – UFSC. CB recebeu bolsa do Programa PNPd/CAPES.

## REFERÊNCIAS

- Abelho, M., Graça, M.A.S. Effects of Eucalyptus afforestation on leaf litter dynamics and macroinvertebrate community structure of streams in Central Portugal. **Hydrobiologia**. 324: 195–204, 1996.
- Abelho, M., Graça, M.A.S. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, Central Portugal). **Hydrobiologia**. 386: 147–152, 1998.
- Abelho, M. From litterfall to breakdown in streams: a review. **The Scientific World**. 1:656–680, 2001.
- Alvares, C.A., Stape, J.L., Sentelhas, P.C., Gonçalves, J.L.M., Sparovek, G. Köppen's climate classification map for Brazil. **Meteorologische Zeitschrift**. 22: 711–728, 2013.
- Ardón, M., Stallcup, L.A., Pringle, C.M. Does leaf quality mediate the stimulation of leaf breakdown by phosphorus in Neotropical streams? **Freshwater Biology**. 51:618–633, 2006.
- Bärlocher, F. Leaching. In: Graça, M.A.S., Bärlocher, F., Gessner, M.O. *Methods to Study Litter Decomposition: A Practical Guide*. Springer, Dordrecht, The Netherlands. p. 33–36, 2005.
- Bärlocher, F. Reproduction and dispersal in aquatic hyphomycetes. **Mycoscience**. 50:3–8, 2009.
- Biasi, C., Tonin, A.M., Restello, R.M., Hepp, L.U. The colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): The influence of chemical quality and exposure duration in a subtropical stream. **Limnologia**. 43: 427–433, 2013.
- Biasi, C., Graça, M.A.S., Santos, S., Ferreira, V. Nutrient enrichment in water more than in leaves affects aquatic microbial litter processing. **Oecologia**. 184: 555–568, 2017.
- Biasi, C., Cogo, G.B., Hepp, L.U., Santos, S. Grass species as a source of allochthonous energy for shredders and fungal decomposers in a subtropical stream. **Fundamental and Applied Limnology**. 192: 331–341, 2019b.

Biasi, C., Cogo, G.B., Hepp, L.U., Santos, S. Shredders prefer soft and fungal-conditioned leaves, regardless of their initial chemical traits. **Iheringia Serie Zoologia**. 109: 1–8, 2019b.

Biasi, C., Fontana, L.E., Restello, R.M., Hepp, L.U. Effect of invasive *Hovenia dulcis* on microbial decomposition and diversity of hyphomycetes in Atlantic Forest streams. **Fungal Ecology**. 44: 100890, 2020.

Boyero, L. et al. Biotic and abiotic variables influencing plant litter breakdown in streams: a global study. **Proceedings of the Royal Society B**. 283: 20152664, 2016.

Carvalho, C., Hepp, L.U., Palma-Silva, C., Albertoni, E.F. Decomposition of macrophytes in a shallow subtropical lake. **Limnologia**. 53: 1-9, 2015.

Casotti, C.G., Kiffer Jr., W.P., Costa, L.C., Rangel, J.V., Casagrande, L.C., Moretti, M.S. Assessing the importance of riparian zones conservation for leaf decomposition in streams. **Natureza & Conservação**. 13: 178–182, 2015.

Chauvet, E., Ferreira, V., Giller, P.S., Mc Kie, B.G., Tiegs, S.D., Woodward, G., Elosegí, A., Dobson, M., Fleituch, T., Graça, M.A.S., Gulis, V., Hladysz, S., Lacoursière, J.O., Lecerf, A., Pozo, J. Preda, E., Riipinen, M., Rîsnoveanu, G., Vadineanu, A., Vought, L.B.M., Gessner, M.O. Litter decomposition as an indicator of stream ecosystem functioning at local-to-continental scales: insights from the European RivFunction Project. **Advances in Ecological Research**. 55:99-182, 2016.

Cogo, G.B., Santos, S. The role of aeglids in shredding organic matter in neotropical streams. **Journal of Crustacean Biology**. 33: 519–526, 2013.

Duarte, S., Bärlocher, F., Pascoal, C., Cassio, F. Biogeography of aquatic hyphomycetes: Current knowledge and future perspectives. **Fungal Ecology**. 19: 169e181, 2016.

Duarte, S., Pascoal, C., Cássio, F., Bärlocher, F. Aquatic hyphomycete diversity and identity affect leaf litter decomposition in microcosms. **Oecologia**. 147: 658–666, 2006.

Estiarte, M., Peñuelas, J. Alteration of the phenology of leaf senescence and fall in winter deciduous species by climate change: effects on nutrient proficiency. **Global Change Biology**. 21:1005–1017, 2015.

Ferreira, V., Canhoto, C. Future increase in temperature might stimulate litter decomposition in temperate cold water streams – evidence from a stream manipulation experiment. **Freshwater Biology**. 60: 881–892, 2015.

Ferreira, V., Chauvet, E. Future increase in temperature more than decrease in litter quality can affect microbial litter decomposition in streams.

**Oecologia**. 167: 279–291, 2011.

Ferreira, V., Boyero, L., Calvo, C., Correa, F., Figueroa, R., Gonçalves, J.F., Goyenola, G., Graça, M.A.S., Hepp, L.U., Kariuki, S., López-Rodríguez, A., Mazzeo, N., Merimba, C., Monroy, S., Peil, A., Pozo, J., Rezende, R., Teixeira-de-Mello, F. A Global Assessment of the Effects of *Eucalyptus* Plantations on Stream Ecosystem Functioning. **Ecosystems**. 22: 629–642, 2018.

Ferreira, V., Gulis, V., Graça, M.A.S. Whole stream nitrate addition affects litter decomposition and associated fungi but not invertebrates. **Oecologia**. 149: 718e729, 2006.

Fontana, L. E. Relações entre Aporte de Matéria Orgânica Alóctone, Carbono e Nitrogênio Dissolvidos em um Riacho Subtropical. **Trabalho de Conclusão de Curso**. Curso de Ciências Biológicas – Licenciatura. Departamento de Ciências Biológicas. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI): Erechim, 29p. 2015.

Fontana, L.E. Efeito de *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) sobre o funcionamento de riachos no Sul do Brasil. **Dissertação de Mestrado**. Programa de Pós Graduação em Ecologia, Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI): Erechim, 75p. 2018.

Fontana, L.E., Restello, R.M., Sausen, T.L., Hepp, L.U. Plant species invasion effects on litter dynamics in subtropical streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 32: e302, 2020.

Fontana, L.E., Restello, R.M., Hepp, L.U. Invasion by *Hovenia dulcis* Thunb. (Rhamnaceae) in the Riparian Zone Affects the Functioning of Subtropical Streams. **Biological Invasions**. Submetido.

França, J.S., Gregório, R.S., De Paula, J.D., Gonçalves, J.F., Ferreira, F.A., Callisto, M. Composition and dynamics of allochthonous organic matter inputs and benthic stock in a Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**. 60: 990–998, 2009.

Gayer, P.R., Moraes, A.L.M., Guimarães, P.S., Barbosa, F.G., Albertoni, E.F., Hepp, L.U. Organic matter decomposition in subtropical South America aquatic environments: a scientometric review. **Acta Limnologica Brasiliensia**. Submetido.

Gimenes, K.Z., Cunha-Santino, M.B., Bianchini Jr, I. Decomposição de matéria orgânica alóctone e autóctone em ecossistemas aquáticos. **Oecologia Australis**. 14: 1036–1073, 2010.

Gonçalves, J.F., Callisto, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brazil. **Aquatic Botany**. 109: 8–13, 2013.

Gonçalves, J.F., Rezende, R.S., Gregório, R.S. e Valentin, G.C. Relationship between dynamics of litterfall and riparian plant species in a tropical stream. **Limnologica**. 44: 40–48, 2014a.

Gonçalves, J. F., Martins, R. T., Ottoni, B. M. P., Couceiro, S. R. M. Uma visão sobre a decomposição foliar em sistemas aquáticos brasileiros. In: Hamada, N.; Nessimian, J.L; Querino, R.B. (Org.). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**, 1. ed. Manaus: Editora do INPA, v. 1. p. 389-416, 2014b.

Graça, M.A., Poquet, J.M. Do climate and soil influence phenotypic variability in leaf litter, microbial decomposition and shredder consumption? **Oecologia**. 174:1021–1032, 2014.

Graça, M.A.S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams – a review. **International Review of Hydrobiology**. 86: 383–393, 2001.

Graça, M.A.S.; Pozo, J.; Canhoto, C. & Elosegí, A. Effects of *Eucalyptus* plantation on detritus, decomposers, and detritivores in streams. **The Scientific World**. 2: 1173-1185, 2002.

Graça, M.A.S., Ferreira, V., Canhoto, C., Encalada, A.C., Guerrero-Bolaño, F., Wantzen, K.M. e Boyero, L. A conceptual model of litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**. 100: 1–12, 2015.

Gulis, V., Bärlocher, F. Fungi: Biomass, Production, and Community Structure. pp. 177–192. In: Hauer, F.R. e Lamberti, G. **Methods in Stream Ecology**, Volume 1: Ecosystem Structure. 2017.

Gulis, V., Suberkropp, K. Effects of inorganic nutrients on relative contributions of fungi and bacteria to carbon flow from submerged decomposing leaf litter. **Microbial Ecology**. 45, 11–19, 2003.

Hart, S. K., Hibbs, D.E., Perakis, S.S. Riparian litter inputs to streams in the central Oregon Coast Range. **Freshwater Science**. 32: 343-358, 2013.

Hepp, L.U., Biasi, C., Milesi, S.V., Veiga, F., Restello, R.M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a Subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**. 20: 345–351, 2008.

Hepp, L.U., Delanora, R., Trevisan, A. Compostos secundários durante a decomposição foliar de espécies arbóreas em um riacho do sul do Brasil. **Acta Botanica Brasílica**. 23: 407–413, 2009.

Hepp, L.U., Urbim, F.M., Tonello, G., Loureiro, R., Sausen, T.L., Fornel, R., Restello, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 28: 1–10, 2016.

Huiñocana, J. C. S., Albertoni, E. F., Picolotto, R. C., Milesi, S. V., Hepp, L. U. Nestedness of insect assemblages in agriculture- impacted Atlantic forest streams. **Analles of Limnology**. 56: 3, 2020.

Inoue, M., Shinotou, S., Maruo, Y., Miyake, Y. Input, retention, and invertebrate colonization of allochthonous litter in streams bordered by deciduous broadleaved forest, a conifer plantation, and a clear-cut site in southwestern Japan. **Limnology**. 13: 207– 219, 2012.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE). Manual Técnico da Vegetação Brasileira - Sistema fitogeográfico, Inventário das formações florestais e campestres, Técnicas e manejo de coleções botânicas, Procedimentos para mapeamentos. IBGE: Rio de Janeiro, 2ed, 2012, 271p.

Instituto Nacional de Meteorologia (INMET). Série Histórica (1970-2018). Estação Automática de Erechim/RS. Disponível em: <<http://www.inmet.gov.br/portal/>>.

Kearns, S.G., Barlocher, F. Leaf surface roughness influences colonization success of aquatic hyphomycete spore. **Fungal Ecology**. 1, 13–18, 2008.

König, F.G., Schumacher, M.V., Brun, E.J., Seling, I. Avaliação da sazonalidade da produção de serapilheira numa floresta estacional decidual no município de Santa Maria-RS. **Revista Árvore**. 26: 429–435, 2002.

König, R. Detritos Foliares em Riachos Subtropicais: Dinâmica de Matéria Orgânica, Processo de Decomposição em Macrofauna Associada. **Tese de Doutorado**. Programa de Pós Graduação em Biodiversidade Animal, Universidade Federal de Santa Maria (UFSM): Santa Maria, 100p., 2013.

König, R., Santos, S., Hepp, L.U. Colonisation of low- and high-quality detritus by benthic macroinvertebrates during leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnologia**. 45: 61–68, 2014.

Krauss, G.J., Solé, M., Krauss, G., Schlosser, D., Wesenberg, D. e Bärlocher, F. Fungi infreshwaters: ecology, physiology and biochemical potential. **FEMS Microbiol Review**. 35: 620–651, 2011.

Ligeiro, R., Moretti, M.S., Gonçalves, J.F.Jr. e Callisto, M. What is more important for invertebrate colonization in a stream with low-quality litter inputs: exposure time or leaf species? **Hydrobiologia**. 654:125–136, 2010.

Lisboa, L.K., Silva, A.L.L., Siegloch, A.E., Goncalves, J.F, Petrucio, M.M. Temporal dynamics of allochthonous coarse particulate organic matter in a subtropical Atlantic Rainforest Brazilian stream. **Marine and Freshwater Research**. 66: 674–680, 2015.

Loregian, A. C., Silva, B. B., Zanin, E. M., Decian, V. S., Henkeoliveira, C., Budke, J. C. Padrões espaciais e ecológicos de espécies arbóreas refletem a estrutura em mosaicos de uma floresta subtropical. **Acta Botanica Brasileira**. 26: 593–606, 2012.

Loureiro, R. C. Composição da Vegetação Ripária e Aporte de Matéria Orgânica em um Riacho Subtropical. **Trabalho de Conclusão de Curso**. Curso de Ciências Biológicas – Licenciatura. Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões (URI): Erechim, 24p. 2015.

Loureiro, R., Urbim, F.M., Tonello, G., Restello, R.M., Hepp, L.U. Larvas de Gripopterygidae (Insecta, Plecoptera) associadas a fragmentação de detritos foliares em riachos subtropicais. **Perspectiva**. 39: 61–71, 2015.

Mélo, M.A., Budke, J.C., Henke-Oliveira, C. Relationships between structure of the tree component and environmental variables in a subtropical seasonal forest in the upper Uruguay River valley, Brazil. **Acta Botanica Brasileira**. 27: 751–760, 2013.

Molinero, J., Pozo, J. Impact of a eucalyptus (*Eucalyptus globulus* Labill.) plantation on the nutrient content and dynamics of coarse particulate organic matter (CPOM) in a small stream. *Hydrobiologia*. 528, 143–165, 2004.

Murray-Smith, C., Brummitt, N.A., Oliveira-Filho, A. T., Bachman, S., Moat, J., Lughadha, E.M.N e Lucas, E.J. Plant diversity hotspots in the Atlantic Coastal Forests of Brazil. **Conservation Biology**. 23: 51–163, 2009.

- Oliveira-Filho, A., Budke, J.C., Jarenkow, J.A., Eisenlohr, P.V., Neves, D.R.M. Diving into the variations in tree species composition and richness across South American subtropical Atlantic and Pampean forest. **Journal of Plant Ecology**. 6: 242–260, 2015.
- Pascoal, C., Cassio, F. Contribution of fungi and bacteria to leaf litter decomposition in a polluted river. **Applied and Environmental Microbiology**. 70: 5266–5273, 2004.
- Pastore, B.L. Influência da vegetação ripária sobre a decomposição foliar em riachos. **Relatório**. PIBIC/CNPq. 2020.
- Picolotto, R.C., Restello, R.M., Decian, V.S., Hepp, L.U. Multi-indicators to evaluate the ecological integrity of riparian zones in Atlantic Forest streams. **Em elaboração**.
- Ratnarajah, L., Barmuta, L. A. The effects of leaf toughness on feeding preference by two Tasmanian shredders. **Hydrobiologia**. 636:173–178, 2009.
- Reyes-Torres, L.J., Ramírez, A. Life history and phenology of *Phylloicus pulchrus* (Trichoptera: Calamoceratidae) in a tropical rainforest stream of Puerto Rico. **Revista de Biologia Tropical**. 66: 814–825, 2018.
- Rezende, R.S., Graça, M.A.S., Santos, A.M., Medeiros, A.O., Santos, P.F., Nunes, Y.R.F., Gonçalves, J.F. Organic matter dynamics in a tropical gallery forest in a grassland landscape. **Biotropica**. 48:301–10, 2016.
- Rezende, R.S., Sales, M.A., Hurbath, F., Roque, N., Gonçalves, J.F., Medeiros, A.O. Effect of plant richness on the dynamics of coarse particulate organic matter in a Brazilian Savannah stream. **Limnologia**. 63: 57–64, 2017.
- Ricklefs, R.E., Relyea, R. **A Economia da Natureza**. Guanabara Koogan: Rio de Janeiro, 7ed. 2016, 606p.
- Rovani, I.L., Santos, J. E., Decian, V.S., Zanin, E.M. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016 Period. **Journal of Environmental Protection**. 10: 149-163, 2019.
- Rovani, I.L., Decian, V.S., Zanin, E.M., Brandimarte, M., Quadros, F.R., Hepp, L. U. Socioeconomic Changes and Land Use and Land Cover of the Northern Region of Rio Grande do Sul, Brazil. **Floresta e Ambiente**. 27: e20180258, 2020.

Ruschel, A.R., Guerra, M.P., Moerschbacher, B.M., Nodari, R.O. Valuation and characterization of the timber species in remnants of the Alto Uruguay River ecosystem, southern Brazil. **Forest Ecology and Management**. 217:103–116, 2005.

Silva, D. J., Valduga, A.T., Molozzi, J., Fornel, R., Restello, R.M., Hepp, L.U. Leaching of carbon from native and non-native leaf litter of subtropical riparian forests. **Journal of Limnology**. 77: 247-254, 2018.

Suberkropp, K. Effect of dissolved nutrients on two aquatic hyphomycetes growing on leaf litter. **Mycological Research**. 102: 998–1002, 1998.

Tiegs, S. D., et al. Global patterns and drivers of ecosystem functioning in rivers and riparian zones. **Science Advances**. 5: eaav0486, 2019.

Tonello, G., Loureiro, R., Krause, P., Silva, C., Ongaratto, R., Sepp, S., Restello, R.M., Hepp, L.U. Efeito de diferentes detritos vegetais sobre a colonização de invertebrados aquáticos durante a decomposição em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biociências**. 12: 98–105, 2014.

Tonello, G., Naziloski, L., Tonin, A.M., Restello, R.M., Hepp, L.U. Effect of *Phylloicus* on leaf breakdown in a subtropical stream. **Limnética**. 35: 343–352, 2016.

Tonello, G., Decian, V.S., Restello, R.M., Hepp, L.U. The conversion of natural riparian forests into agricultural affects ecological processes in Atlantic forest streams. **Em elaboração**.

Tonin, A.M., Hepp, L.U. Effects of nitrate enrichment on leaf litter decomposition. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 23: 86–94, 2011.

Tonin, A.M., Restello, R.M., Hepp, L.U. Chemical change of leaves during breakdown affects associated invertebrates in a subtropical stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 235–244, 2014a.

Tonin, A.M., Hepp, L.U., Restello, R.M., Gonçalves, J.F. Understanding of colonization and breakdown of leaves by invertebrates in a tropical stream is enhanced by using biomass as well as count data. **Hydrobiologia**. 740: 79–88, 2014b.

Tonin, A.M., Gonçalves, J.F., Bambi, P., Couceiro, S.R.M., Feitoza, L.A.M., Fontana, L.E., Hamada, N., Hepp, L.U., Lezan-Kowalczyk, V.G., Leite, G.F.M., Lemes-Silva, A.L., Lisboa, L.K., Loureiro, R.C., Martins, R.T., Medeiros, A.O., Morais, P.B., Moretto, Y., Oliveria, P.C.A., Pereira, E.B., Ferreira, L.P., Pérez, J., Petrucio, M.M., Reis, D.F., Rezende, R.S., Roque, N., Santos, L.E.P., Siegloch, A.E., Tonello, G. e Boyero, L. Plant litter dynamics in the forest-stream interface: precipitation is a major control across tropical biomes. **Scientific Reports**. 7: 1–14, 2017a.

Tonin, A.M., Hepp, L.U., Gonçalves, J.F. Spatial Variability of Plant Litter Decomposition in Stream Networks: from Litter Bags to Watersheds. **Ecosystems**. 21: 567–581, 2017b.

Trevisan, A., Hepp, L.U. Dinâmica de componentes químicos vegetais e fauna associada ao processo de decomposição de espécies arbóreas em um riacho do norte do Rio Grande do Sul. **Neotropical Biology and Conservation**. 2: 54–60, 2007.

Turchetto, F., Fortes, F.O. Aporte e decomposição de serapilheira em Floresta Estacional Decidua na Região do Alto Uruguai, RS. **Pesquisa Florestal Brasileira**. 34: 391–397, 2014.

Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R., Cushing, C.E. The river continuum concept. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science**. 137: 130-137, 1980.

Wallace, J.B., Webster, J.R. The role of macroinvertebrates in stream ecosystem function. **Annual Review of Entomology**. 41: 115–139, 1996.

# **CONTAMINAÇÃO DE RIACHOS POR METAIS E SEUS EFEITOS SOBRE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS NA REGIÃO ALTO URUGUAI GAÚCHO**

**Rafael Chaves Loureiro, Monik Compagnoni Martins, Albanin Mielniczki Pereira**

## **INTRODUÇÃO**

As atividades humanas vêm afetando negativamente os ambientes aquáticos em, praticamente, todas as regiões do mundo. O aumento na concentração de metais é um dos principais impactos antrópicos que afetam habitats de água doce, constituindo uma ameaça aos ecossistemas naturais, devido à ação direta desses elementos sobre os organismos (Carvalho et al., 2017). Além disso, a presença de metais representa riscos à saúde humana, seja pela ingestão da água ou de peixes contaminados, por exemplo (Araújo et al., 2017).

A ameaça de contaminação do meio ambiente justifica a necessidade de melhor conhecimento sobre os efeitos dos metais em diferentes níveis biológicos, assim como a inclusão da análise de metais nos estudos de biomonitoramento (Carvalho et al., 2017; Pereira et al., 2019). Nessa perspectiva, as ações de monitoramento em riachos precisam ser capazes de (i) estimar a concentração de diferentes metais nos compartimentos limnológicos em situações naturais ou de impacto antrópico; (ii) compreender seus efeitos sobre as populações e comunidades que residem nesses locais; e (iii) compreender seus efeitos toxicológicos sobre os receptores biológicos, ou seja, os organismos que vivem em locais contaminados (Souza et al., 2018).

Este capítulo aborda os principais metais contaminantes de ambientes aquáticos, em seus contextos biológico e ecológico. Na primeira parte do capítulo, os metais são apresentados como elementos essenciais à sobrevivência, em contraposição ao seu potencial tóxico e ao seu potencial como contaminantes de habitats de água doce. Em seguida, é feita uma abordagem sobre o estresse oxidativo, que é um dos principais mecanismos associados à toxicidade dos metais. Por fim, é apresentado um panorama geral sobre os estudos de biomonitoramento, que incluem a avaliação de metais em riachos da Região Alto Uruguai Gaúcho.

## METAIS NO CONTEXTO BIOLÓGICO E SUA PRESENÇA EM AMBIENTES DE ÁGUA DOCE

Metais são elementos químicos inorgânicos que fazem parte da constituição de, praticamente, todos os ambientes naturais. Sua presença está associada com intemperismo das rochas e do solo, assim como é influenciada por fenômenos climáticos (Abraham e Susan, 2017; Souza et al., 2018). Isso significa que os tipos e concentrações de metais no ambiente variam de acordo com as características geológicas locais (Hogsden e Harding, 2012), mas, geralmente, estão na ordem de partes por bilhão (ppb) e partes por milhão (ppm) (Esteves, 2011).

Em termos biológicos, os metais podem ser classificados como essenciais e não essenciais. Os essenciais são aqueles que possuem função biológica conhecida, tais como zinco (Zn), cobre (Cu), ferro (Fe), magnésio (Mg), dentre outros (Türkmen e Ciminli, 2007), sendo, portanto, fundamentais para os seres vivos. As funções biológicas dos metais são bastante variadas, podendo incluir regulação osmótica, sinalização intracelular, constituição estrutural de elementos biológicos e regulação de atividade enzimática (Carvalho et al., 2018; Nelson e Cox, 2019) (Quadro 1). Sob o aspecto nutricional, os metais essenciais são conhecidos como oligoelementos, termo que se refere à necessidade de suprimento em concentrações baixas para os

organismos (Araújo et al., 2017). Em níveis superiores aos valores fisiológicos, os metais essenciais podem exercer efeitos negativos sobre organismos e meio ambiente (Brewer, 2010; Nasrallah et al., 2018; Adams et al., 2020).

Quadro 1. Exemplos de alguns metais essenciais com respectivas funções biológicas.

<b>Metal</b>	<b>Exemplos de funções biológicas</b>
Na e K	Controle osmótico e iônico Transmissão de impulsos bioeletrogênicos
Fe	Constituição estrutura de proteínas como hemoglobina e proteínas da cadeia respiratória mitocondrial
Ca	Sinalização celular Composição estrutural de material extracelular, por exemplo, na formação de ossos e dentes
Zn	Cofator enzimático Auxílio na interação de proteínas com o DNA, contribuindo para regular a expressão gênica
Cu	Cofator enzimático Constituição estrutural de proteínas com atividade redox
Mn, Se, Mg	Cofatores enzimáticos

Adaptado de: Carvalho et al., 2018 e Nelson e Cox, 2019.

Os metais não essenciais são aqueles sem função biológica conhecida. Esse grupo inclui elementos encontrados, no ambiente, em concentrações muito baixas, tais como os metais pesados cádmio (Cd), mercúrio (Hg) e chumbo (Pb), que são, comprovadamente, tóxicos para os seres vivos (Sarwar et al., 2017) (Quadro 2). A contaminação por metais pesados é prejudicial para os organismos individuais e, também, para populações e comunidades expostas (Zhang et al., 2018; Cui et al., 2018).

Tanto metais essenciais quanto metais não essenciais podem ser potencialmente tóxicos; porém, no caso dos essenciais, a toxicidade ocorre em situações de deficiências metabólicas, ou em concentrações altas, acima de limites fisiológicos, ou dependendo do seu estado de valência (Sfakianakis et al., 2015, Stout et al., 2010). Individualmente, os metais podem

causar neurotoxicidade, complicações cardiovasculares e problemas renais, relacionados a humanos e a outras espécies (Godt et al., 2006; Genchi et al., 2017). No ambiente, o aumento da concentração de metais pode gerar desequilíbrios às populações e comunidades expostas, comprometendo os ecossistemas naturais (Carvalho et al., 2017).

Quadro 2. Exemplos da toxicidade de alguns metais pesados considerados como poluentes ambientais.

<b>Metal</b>	<b>Exemplos de indução de toxicidade</b>	<b>Fonte</b>
Cd	Problemas renais, osteoporose, câncer Doenças cardiovasculares	Godt et al., 2006 Chen et al., 2015
Pb	Deformação das estruturas celulares Alterações neurais, epigenéticas e comportamentais	Reis et al., 2015 Reuben, 2018
Hg	Problemas associados ao sistema nervoso central Complicações cardiovasculares Disfunções mitocondriais	Genchi et al., 2017

Os organismos que vivem em habitats de água doce, estão constantemente expostos à presença de metais. Tal condição é inerente ao próprio ambiente e atende às necessidades fisiológicas desses organismos. Entretanto, o aumento da concentração de metais nos compartimentos limnológicos, a partir de atividades antrópicas, é um problema real e complexo (Taka et al., 2016).

Os metais permanecem, por longos períodos, nos ambientes aquáticos (Oliveira e Horn, 2006). Em áreas agrícolas, os metais são armazenados principalmente no solo e, posteriormente, são carreados aos corpos hídricos (Loureiro et al., 2018). A expansão da agricultura favorece a introdução de cargas difusas de metais, nos recursos hídricos, por meio da utilização de agroquímicos e fertilizantes (Uechi et al., 2017). Já em áreas urbanas, os despejos de esgotos industriais e domésticos são importantes fontes de contaminação de riachos por metais (Deliberalli et al., 2018).

A bioacumulação de metais por invertebrados aquáticos pode ser descrita como a absorção de substâncias que não são metabolizadas pelo organismo, em que a taxa de assimilação é maior do que a taxa de excreção (Luoma e Rainbow, 2005). A bioacumulação pode levar ao processo de biomagnificação, que consiste no acúmulo de elementos químicos por intermédio da cadeia alimentar, aumentando, assim, as concentrações dessas substâncias ao longo dos níveis tróficos (Hare, 1992). Entretanto, existem trabalhos indicando que, nem sempre, a sequência esperada está de acordo com os níveis tróficos (Corbi et al., 2010).

As respostas biológicas aos metais são determinadas pelas concentrações assimiladas por cada organismo e pelas características individuais de cada elemento químico (e.g. especiação química), além da fisiologia e modo de contato específico de cada espécie (Hare, 1992; Stankovic et al., 2014). O arsênio (As), por exemplo, pode ser acumulado pela alimentação, além de reduzir a riqueza e a abundância de comunidades de insetos aquáticos (Hepp et al., 2017). As concentrações de Cu acumuladas podem variar conforme o tipo de recurso utilizado pelos organismos (Liess et al., 2017), afetando, principalmente, os consumidores primários (e.g. herbívoros e detritívoros) (Leland et al., 1989). Por sua vez, o Cd pode afetar o condicionamento em folhas, e a diversidade de fungos em riachos, alterando as taxas de alimentação por organismos detritívoros (Campos et al., 2014). Portanto, o efeito dos metais se difunde sobre espécies bentônicas pertencentes a diferentes grupos alimentares (Qu et al., 2010).

## ESTRESSE OXIDATIVO COMO MECANISMO DE TOXICIDADE DOS METAIS

Os metais possuem diferentes mecanismos de toxicidade em nível fisiológico e bioquímico. Um desses mecanismos é a geração de estresse oxidativo, que pode ser desencadeada tanto por desregulação no nível de metais essenciais quanto por contato com metais não essenciais. A avaliação

da relação, entre poluição metálica e indicadores de estresse oxidativo, é de grande interesse para estudos ambientais e toxicológicos (Gavric et al., 2019).

Por definição, estresse oxidativo é o desequilíbrio entre a produção de espécies reativas de oxigênio (ERO) e a capacidade de resposta dos sistemas de defesa antioxidante (Halliwell e Gutteridge, 2015). As EROs são moléculas instáveis, derivadas do oxigênio molecular, popularmente conhecidas como “radicais livres”, denominação que se refere à presença de um ou mais elétrons desemparelhados na última camada eletrônica (Pinto, 2017). Porém, nem todas as EROs são de fato radicais livres. O radical ânion superóxido ( $O_2^{\bullet-}$ ) e o radical hidroxil ( $OH^{\bullet}$ ) são exemplos de EROs com elétrons desemparelhados (indicado pelo símbolo  $\bullet$ ), já o peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) é um tipo de EROs que não possui elétron desemparelhado, portanto, não é um radical livre (Pinto, 2017).

A produção fisiológica dessas moléculas está associada ao metabolismo aeróbico (Barka et al., 2019), mas o nível de EROs pode aumentar quando o organismo for exposto a metais ou a outras substâncias tóxicas (Atli e Canli, 2007). Nesse caso, as EROs tornam-se perigosas porque oxidam lipídios de membrana, proteínas e DNA (Cogo et al., 2009). Para se proteger dessas oxidações, os seres vivos utilizam diferentes sistemas de defesa antioxidante, que podem ser divididos em três grupos principais: i) proteínas que controlam a homeostase metálica (ex.: ferritina e metalotioneínas); ii) antioxidantes não enzimáticos (ex.: glutathiona - GSH); e iii) sistemas enzimáticos para eliminação de  $O_2^{\bullet-}$  e  $H_2O_2$ , em que se destacam as enzimas superóxido-dismutase (SOD), catalase (CAT) e o sistema de enzimas dependentes de GSH (Pinto, 2017).

A atividade de enzimas antioxidantes e a quantificação de biomoléculas oxidadas (bases do DNA, lipídios de membrana ou proteínas) são utilizadas como biomarcadores de estresse oxidativo (Cogo et al., 2009, Pikula et al., 2019). Em especial, a atividade da CAT e o nível de substâncias reativas com ácido tiobarbitúrico (TBARS) são dois biomarcadores bastante robustos para estudos ecotoxicológicos (Borges et al., 2017). A CAT é uma enzima presente, virtualmente, em todos os organismos aeróbicos. Já o

TBARS mede o nível de peroxidação de lipídios nas membranas, que é um evento comum durante o estresse oxidativo (Valavanidis et al., 2006). Tanto a CAT quanto o TBARS podem ser avaliados por métodos simples e de baixo custo (Borges et al., 2017).

Outro biomarcador enzimático é a glutathiona redutase (GR). Essa enzima não age diretamente na remoção de radicais livres, mas é responsável pela regeneração da glutathiona em sua forma reduzida (GSH) (Prada et al., 2004). A GSH atua na captura e inativação direta de EROs e de alguns metais (Mielniczki-Pereira et al., 2008), além de ser utilizada como substrato da enzima glutathiona peroxidase (GPX), que faz a decomposição de peróxidos lipídicos (Prada et al., 2004).

Os metais podem induzir estresse oxidativo por duas vias principais: (i) participando de reações de óxido-redução, que aumentam a produção de EROs; e (ii) ligando-se a moléculas antioxidantes (de natureza enzimática, ou não) e diminuindo sua disponibilidade para eliminação de EROs (revisado em Valko et al., 2005).

Em uma reação de óxido-redução, a molécula que doa elétrons é chamada de agente redutor, enquanto que a molécula receptora de elétrons é o oxidante (Nelson e Cox, 2019). Metais de transição como Fe, Cu e Cr são elementos muito ativos em reações de óxido-redução. Esses metais podem reagir com produtos da redução incompleta do O<sub>2</sub>, durante o metabolismo aeróbico, aumentando a produção de EROs e radicais livres, principalmente pelas reações de Fenton e/ou Haber-Weiss (Valko et al., 2005; Gonçalves et al., 2007) (Figura 1).

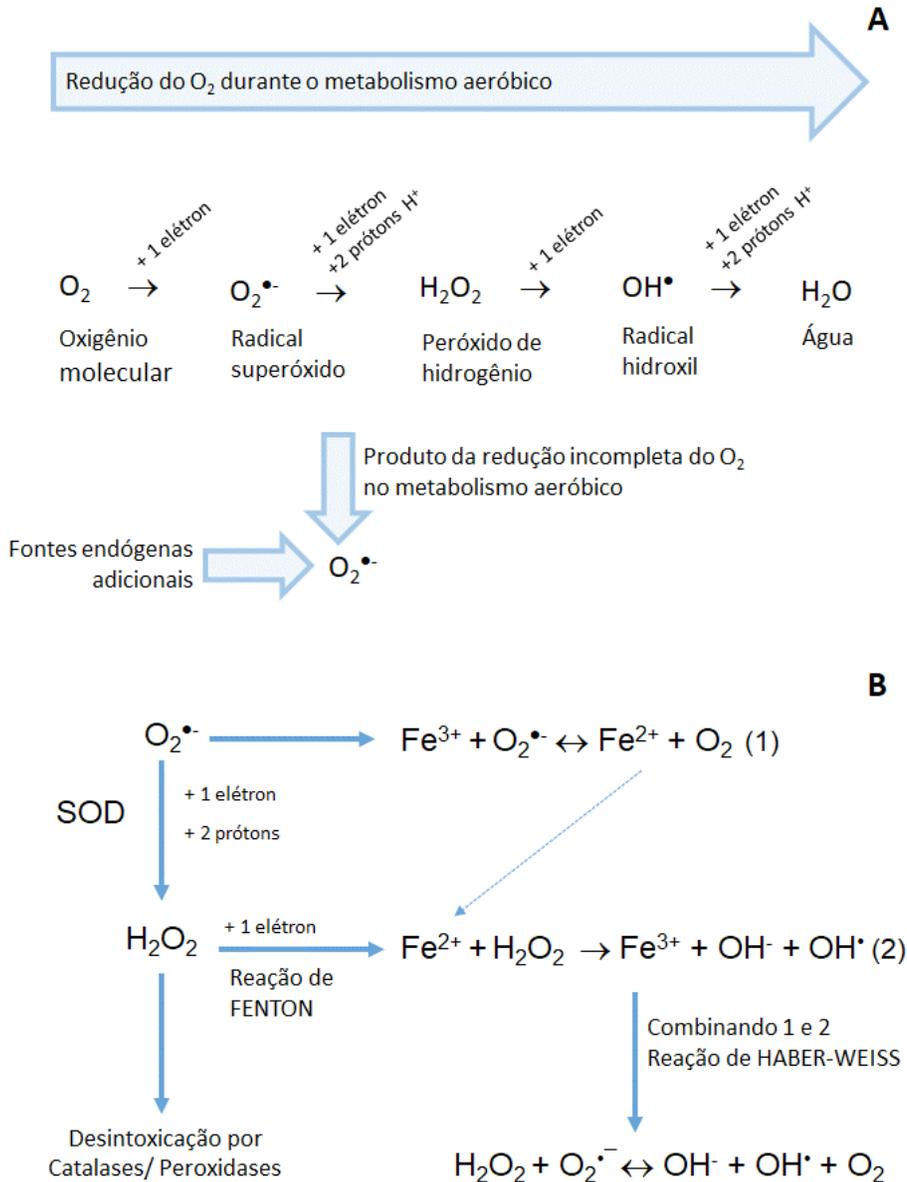


Figura 1. Mecanismo de geração de estresse oxidativo por metais de transição. (A) Via de redução do O<sub>2</sub> durante o metabolismo aeróbico. (B) Ciclo de reações entre O<sub>2</sub>•<sup>-</sup>, derivado da redução incompleta do O<sub>2</sub>, e metais de transição (representados na figura pelo Fe). A produção de O<sub>2</sub>•<sup>-</sup> pode ocorrer pela via respiratória ou por

outras fontes endógenas (não especificadas na figura). Moléculas de  $O_2^{\bullet-}$  são convertidas em  $H_2O_2$  pela enzima SOD ou atuam diretamente na redução de  $Fe^{3+}$  a  $Fe^{2+}$ . O  $H_2O_2$  pode ser eliminado pela enzima Catalase ou por outras enzimas com atividade de peroxidase. O  $H_2O_2$  excedente participa da reação de Fenton com metais de transição, sendo reduzido ao radical  $OH^{\bullet}$ . As células não tem mecanismo específico para eliminação de  $OH^{\bullet}$ , portanto, sua presença predis põe fortemente para o estresse oxidativo.

Outros metais, como o Cd, Hg e Pb, não são ativos em reações de óxido-redução. Para esse grupo, a via primária de indução de estresse oxidativo envolve sua capacidade de ligação a grupamentos sulfidrila (-SH) de moléculas críticas, como a própria GSH, ou outras proteínas importantes do sistema de defesa antioxidante (Rikans e Yamano, 2000) (Figura 2).

Cd e Hg, por exemplo, podem reagir com GSH, formando complexos estáveis. A formação desses complexos diminui a toxicidade de Cd e Hg para as células. Entretanto, devido a sua estabilidade, esses complexos reduzem a disponibilidade de GSH, prejudicando a capacidade antioxidante (Valko et al., 2005). Alguns metais pesados podem, também, inativar diretamente enzimas antioxidantes, como a própria CAT (Casalino et al., 2002). O comprometimento de atividade da CAT, em razão da presença de Pb e Cd, foi demonstrado em estudos ecotoxicológicos para espécies de moluscos e caranguejos de água doce (Chandran et al., 2005; Radwan et al., 2010; Siwela et al., 2010; Wu et al., 2013).

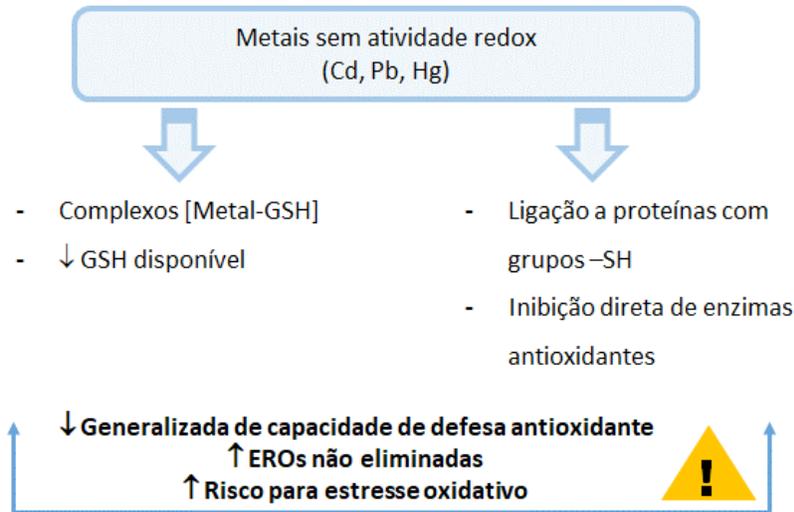


Figura 2. Mecanismo de geração de estresse oxidativo por metais sem atividade redox. A redução nos níveis de GSH associada à inibição de enzimas antioxidantes, dificulta a eliminação de EROs e favorece o estresse oxidativo.

## MONITORAMENTO DA PRESENÇA DE METAIS EM RIACHOS DO ALTO URUGUAI GAÚCHO E EFEITOS SOBRE MACROINVERTEBRADOS BENTÔNICOS

A demanda por produtos agrícolas, associada principalmente pelo crescimento populacional, vem contribuindo com alterações nos ambientes naturais. Na Região Alto Uruguai Gaúcho, por exemplo, aproximadamente 80% dos usos do solo estão associados com atividades agrícolas (Rovani et al., 2019). Além disso, a Região apresenta diversas nascentes e riachos de pequena ordem, que a tornam vulnerável a pressões antrópicas. Estudos realizados, nas duas últimas décadas, na Região Alto Uruguai Gaúcho exemplificam como a concentração de metais nos corpos hídricos afeta a dinâmica das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e influencia os níveis de biomarcadores de estresse oxidativo nesses organismos.

Esses estudos mostram, por exemplo, como a concentração de elementos essenciais, como Mg, Zn e Cu, varia nos riachos da Região em virtude da influência de atividades antrópicas específicas, como a agricultura ou urbanização, atingindo níveis que interferem na diversidade de macroinvertebrados bentônicos locais (Hepp et al., 2003; Milesi et al., 2008; Deliberalli et al.; 2018).

A presença de Mn e de outros metais essenciais como Fe, K, Ca e Na, foi correlacionada com a redução do número geral de taxa de macroinvertebrados bentônicos em riachos do Rio Suzana, na Região Alto Uruguai Gaúcho (Hepp et al., 2003). Nas bacias do Rio Tigre e Rio Campo, localizadas na mesma região geográfica, a presença de Zn e Cu foi correlacionada com o aumento específico da densidade de Chironomidae, (Diptera) (Milesi et al., 2008). Dentro da família dos Chironomidae alguns gêneros (ex. *Chironomus* e *Polypedilum*) são tolerantes à poluição e podem apresentar alta densidade populacional em riachos com influência de atividades antrópicas (Hepp et al., 2003). Isso mostra que a contaminação por metais (mesmo por aqueles considerados essenciais) pode afetar a estrutura da macrofauna bentônica, reduzindo alguns grupos mais sensíveis à poluição e aumentando a densidade de outros grupos que são tolerantes, como é o caso de Chironomidae (Milesi et al., 2008).

Um outro efeito da contaminação, por Zn e Cu, sobre os Chironomidae, é a indução de deformidades morfológicas no mento, que incluem desgaste, adição ou deleção de dentes. Em riachos da bacia do Rio Tigre (também na Região Alto Uruguai Gaúcho) caracterizados por apresentarem um gradiente de contaminação por atividades antrópicas, o percentual de larvas de Chironomidae com deformidades no mento pode chegar a 31% (Deliberalli et al., 2018). Tal percentual é cerca de quatro vezes maior do que o esperado, apenas em razão da forma de alimentação das larvas, e se correlaciona com a concentração de Zn e Cu no sedimento dos locais de coleta (Deliberalli et al., 2018).

Em riachos de pequena ordem, os insetos aquáticos são considerados os principais consumidores primários, de forma que as estratégias alimentares

dos insetos são características que acabam refletindo nas adaptações às condições do ambiente. O biofilme, que é um importante recurso alimentar para os insetos raspadores, apresenta uma elevada capacidade de acumular metais (Loureiro et al., dados não publicados). No entanto, as respostas das concentrações de metais, em organismos aquáticos, podem variar entre o elemento e o organismo estudado. Em riachos, com elevadas concentrações de Cu e Cd no biofilme, apenas as concentrações de Cu no biofilme apresentaram uma relação positiva com as concentrações de Cu nos insetos raspadores (Loureiro et al., dados não publicados).

A avaliação da incorporação de Zn e Cu por insetos aquáticos de grupos tróficos funcionais distintos, mostra que o Zn tem maior potencial de bioacumulação do que o Cu (Loureiro et al., 2018). Os raspadores, que são consumidores primários, podem acumular Zn de acordo com sua rota alimentar. Por outro lado, fragmentadores e predadores não apresentam relação clara entre rota alimentar e bioacumulação ou biomagnificação de Zn e Cu (Loureiro et al., 2018), indicando haver influência de outras formas de acesso e/ou desintoxicação destes metais em cada grupo trófico.

Em riachos das sub-bacias dos rios Campo e Cravo (Alto Uruguai Gaúcho) os níveis de Cd e Pb na água foram correlacionados com a redução na atividade da CAT em *Smicridea* (Insecta, Trichoptera) (Biasus et al., 2015). Metais pesados como Cd e Pb atuam como inibidores dessa enzima, comprometendo a capacidade das espécies de resistirem ao estresse gerado por diversos tipos de xenobióticos (Jiang e Yan, 2018). Uma correlação negativa, entre atividade da CAT e nível de Cd no sedimento de riachos, foi descrita também para *Aegla* (Crustacea, Anomura) (Piassão et al., 2019).

O gênero *Aegla* engloba crustáceos de água doce, que atuam como elos na cadeia alimentar e que apresentam sensibilidade às variações ambientais, sendo considerados bons bioindicadores (Trevisan et al., 2009). *Aegla* bioacumula metais essenciais e não essenciais em níveis superiores ao observado na água ou sedimento dos riachos (Piassão et al., 2019). Esse gênero tem se mostrado um bom modelo para estudos ecotoxicológicos que correlacionam a presença de metais com biomarcadores de estresse oxidativo,

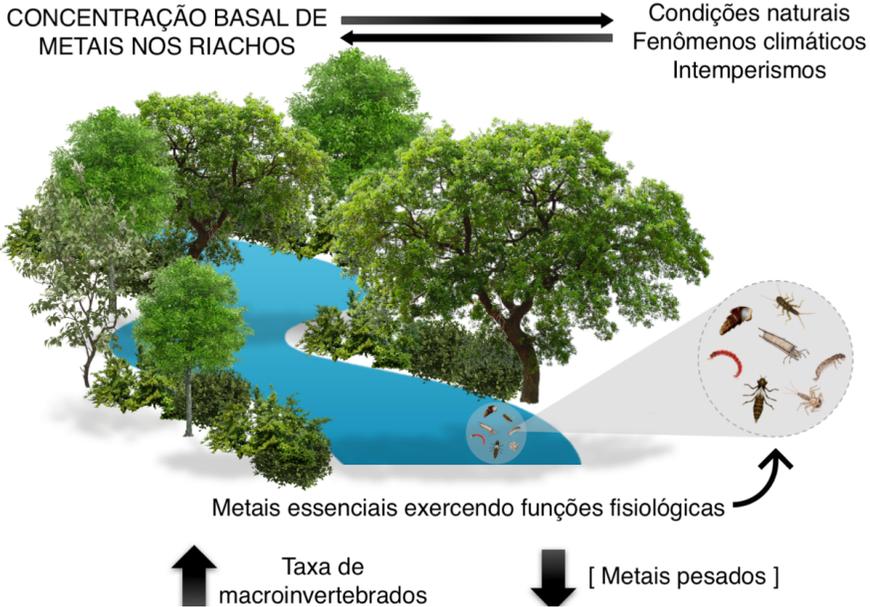
pois seus indivíduos possuem biomassa suficiente para a realização das análises bioquímicas (Borges et al., 2017; Piassão et al., 2019).

A seleção de *Aegla*, como modelo de estudo de estresse oxidativo, deve levar em conta que machos e fêmeas apresentam diferenças nos níveis basais de biomarcadores, assim como variações sazonais (Borges et al., 2017). De maneira geral, as fêmeas apresentam menor oscilação sazonal, na atividade da CAT e nos níveis de TBARS, do que os machos (Borges et al., 2017).

As concentrações ambientais de Cd se correlacionam com a atividade da CAT em *Aegla*; porém, o perfil de correlação pode ter padrões distintos. Piassão et al. (2019) mostraram correlação negativa entre CAT em *Aegla* e níveis de Cd no sedimento. Já no estudo realizado por Borges et al. (no prelo), a CAT foi positivamente correlacionada com a presença de Cd, Cr e Fe no sedimento. Tais diferenças podem estar associadas às concentrações efetivas de metais no momento das coletas. Em baixas concentrações, é provável que o Cd (assim como outros metais) ative as vias de defesa antioxidante (Yuan et al., 2015), enquanto que concentrações altas do metal devem favorecer sua ligação à CAT, com consequente inibição da mesma (Yuan et al., 2015; Jiang e Yan, 2018).

Além de afetarem a CAT, os metais presentes em riachos também interferem com outros biomarcadores de estresse oxidativo, quantificados em *Aegla*, como o TBARS e a enzima GR. A concentração de Cd, Cr e Fe no sedimento de riachos se correlaciona, negativamente, com os níveis de TBARS, indicando que maiores concentrações desses elementos resultam em aumento nos danos às células de *Aegla* (Borges et al., no prelo). A atividade da GR também apresenta correlação negativa com Cd, Cr e Fe (Borges et al., no prelo). Além disso, exemplares de *Aegla* coletados em riachos, com maior influência antrópica, apresentam redução na atividade da GR (Albani et al., 2020). Assim como ocorre com a CAT, a GR também pode ser inibida por metais (Ekinci e Seturk, 2013), tornando os organismos mais suscetíveis ao estresse ambiental. Um resumo dos efeitos da contaminação metálica de riachos sobre macroinvertebrados bentônicos da Região Alto Uruguai Gaúcho, é apresentado na figura 3

A



B

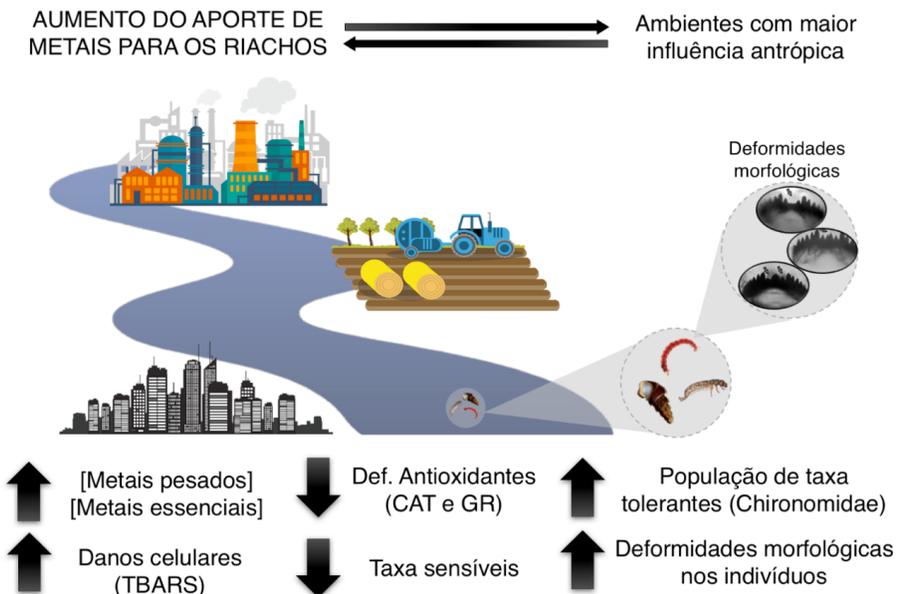


Figura 3. Influência da presença de metais sobre as comunidades de macroinvertebrados bentônicos. O nível de metais em riachos com menor grau de perturbação antrópica (A) é decorrente de condições naturais como fenômenos climáticos, intemperismos, natureza do solo da região. Nestas condições, existe baixa concentração de metais não essenciais (como os metais pesados). Já os metais essenciais estão presentes em concentrações que suprem as necessidades fisiológicas da macrofauna bentônica. Em riachos submetidos a pressão de atividades antrópicas (B) ocorre aumento da carga tanto de metais essenciais quanto de metais não essenciais, o que reduz a presença de taxa de macroinvertebrados sensíveis e aumenta as populações de taxa tolerantes, como é o caso de alguns gêneros de Chironomidae. Em nível morfológico e bioquímico, o aumento da concentração de metais se correlaciona com aumento de deformidades morfológicas, redução das defesas antioxidantes e aumento de danos nas membranas (medido por TBARS).

## LIÇÕES APRENDIDAS E PERSPECTIVAS

Nos últimos 20 anos, foram gerados dados consistentes sobre a limnologia dos ambientes aquáticos do Alto Uruguai Gaúcho, que, não apenas confirmam informações da literatura, mas também trazem alguns aprendizados a respeito da influência de metais sobre os habitats limnológicos. Em primeiro lugar, esses dados comprovam que metais em geral (essenciais e não essenciais) tendem a diminuir taxa de organismos mais sensíveis e aumentar as populações de grupos tolerantes. Portanto, fica como aprendizado a importância de se conhecer a composição da macrofauna bentônica local, para que seja possível estabelecer quais espécies tendem a sofrer impactos negativos e quais tendem a aumentar sua densidade em resposta a dinâmica de metais nos compartimentos limnológicos. A partir dessa informação, é possível selecionar os grupos mais adequados para avaliação rápida de alterações nos riachos de regiões distintas.

Uma segunda lição, que vale destacar, é que a bioacumulação de metais em consumidores primários se correlaciona bem com o nível de metais no ambiente, diferente do observado em organismos de níveis tróficos superiores. As teias tróficas que se estabelecem entre os macroinvertebrados

bentônicos e outros grupos que habitam os corpos hídricos são bastante complexas. Esse cenário dificulta o estabelecimento de relações lineares de bioacumulação e biomagnificação de metais. Em síntese, a escolha de consumidores primários, como bioindicadores da contaminação por metais, é bastante assertiva.

Sob o aspecto ecotoxicológico, o aprendizado acumulado aponta para critérios mínimos a serem levados em conta na seleção dos macroinvertebrados bioindicadores. De maneira geral, os grupos mais adequados são aqueles abundantes no local de estudo, com biologia minimamente conhecida e com biomassa suficiente para realização de análises bioquímicas e/ou fisiológicas. Além disso, os estudos realizados mostram que a presença de metais tanto nos compartimentos limnológicos quanto bioacumulados por macroinvertebrados bentônicos, apresenta boa correlação com os biomarcadores de estresse oxidativo.

Especificamente em relação à análise de biomarcadores, duas lições foram aprendidas pelo grupo. Primeiro, os biomarcadores escolhidos para avaliação de invertebrados bentônicos devem ser simples o suficiente para serem medidos em tecidos de organismos coletados *in situ*. A escolha de biomarcadores de difícil análise e/ou incompatíveis com as condições de coleta, ou ainda, cuja dosagem tenha um custo financeiro elevado, pode inviabilizar sua aplicação prática nas condições gerais da Região Alto Uruguai Gaúcho (ou mesmo de outras Regiões do Brasil). Segundo, a atividade da Catalase e o nível de TBARS se mostraram robustos e adequados para indicar a presença de metais pesados e/ou metais com atividade redox nos riachos. Já a atividade da enzima Glutathione Redutase se mostrou menos promissora, uma vez que nem sempre pode ser correlacionada com o nível de metais.

Numa perspectiva ampla, o conhecimento acumulado sobre o monitoramento de metais, em riachos do Alto Uruguai Gaúcho, e seus efeitos sobre macroinvertebrados bentônicos pode subsidiar ações tanto no âmbito científico quanto no âmbito da gestão de recursos hídricos. Em termos científicos, estudos em andamento pretendem responder a algumas questões como: (i) Existe relação entre o nível de metais acumulados no sedimento

e o gradiente de vegetação ripária de riachos? (ii) Os biomarcadores de estresse oxidativo podem se correlacionar com a presença de metais em áreas de drenagem com diferentes percentuais de vegetação arbórea? (iii) A morfometria dos riachos, que afeta o aporte de metais para a água, tem alguma influência indireta sobre biomarcadores de estresse oxidativo em macroinvertebrados bioindicadores?

No âmbito da gestão de recursos hídricos, a utilização de invertebrados como modelo de estudo, vem demonstrando resultados satisfatórios, uma vez que as formas de coletas e utilização desses organismos são bem descritas na literatura. Mais: esses organismos apresentam um ciclo de vida rápido, podendo observar-se resultados importantes em um curto período de tempo. Estudos de monitoramento para avaliar a presença de metais, nos ambientes aquáticos, são necessários para garantir a qualidade dos recursos hídricos. Além disso, existe ainda a necessidade de implementação de metodologias participativas, incluindo pesquisadores, a comunidade local e gestores públicos para a realização de processos decisórios que afetam em nível local. Nesse sentido, processos como Educação científica e de difusão da Educação ambiental crítica, para todos os segmentos da população, são políticas fundamentais.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao apoio recebido pelo CNPq Edital Universal – MCTI/CNPq Nº 14/2013 – Processo n. 473648/2013-0. MCM recebeu bolsa taxa do Programa PROSUC/CAPES. RCL recebeu apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001

## REFERÊNCIAS

- Abraham, M. R., Susan, T. B. Water contamination with heavy metals and trace elements from Kilembe copper mine and tailing sites in Western Uganda; implications for domestic water quality. **Chemosphere**.169: 281-287, 2017.
- Adams, W., Blust, R., Dwyer, R., Mount, D., Nordheim, E., Rodriguez, P. H., Spry, D. Bioavailability assessment of metals on freshwater environments: a historical review. **Environmental Toxicology and Chemistry**. 39(1): 48-59, 2020.
- Albani, S. M., Borges, A. P., Martins, M. C., Restello, R. M., Camera, F. D., Paroul, N., Cansian, R. L., Mielniczki Pereira, A. A. Padronização da quantificação de glutatona redutase em *Aegla singularis* (Anomura, Crustacea) utilizando planejamento experimental DCCR. **Química Nova**. 43(5): 607-612, 2020.
- Araújo, A. D., Freitas, M. O., Moura, L. C., Baggio Filho, H., Cambraia, R. P. Avaliação geoquímica ambiental do garimpo Areinha: estudo da concentração e distribuição de metais pesados nos sedimentos e os danos à saúde humana. **Hygeia**. 13(26): 98-113, 2017.
- Atli, G., Canli, M. Enzymatic responses to metal exposures in a freshwater fish *Oreochromis niloticus*. **Comparative Biochemistry and Physiology**. 145: 282-287, 2007.
- Barka, S. B.; Gdara, I., Othmen, Z. O. B., Mouelhi, S., El Bour, M., Hamza-Chaffai, A. Seasonal ecotoxicological monitoring of freshwater zooplankton in Bir Mcherga dam (Tunisia). **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2019.
- Biasus, C., Hepp, L. U., Cansian, R. L., Restello, R. M., Mielniczki-Pereira, A. A. Catalase activity in *Smicridea* McLachlan, 1871 (Insecta, Trichoptera) collected from natural and altered/impacted streams. **Acta Limnologica Brasiliensia**. 27: 160-164, 2015.
- Borges, A. C. P., Piassão, J. F. G., Albani, S. M., Albertoni, E. F., Martins, M. C., Cansian, R. L., Valduga, A. T., Hepp, L. U., Mielniczki-Pereira, A. A. Multiple metals microenvironments affects oxidative stress biomarkers in freshwater *Aegla* crabs. **Brazilian Journal of Biology**. No prelo.

Borges, A. C. P., Piassao, J. G., De Paula, M. O., Sepp, S., Bez, C. F. S., Hepp, L. U., Valduga, A. T., Mielniczki-Pereira, A. A., Cansian, R. L. Characterization of oxidative stress biomarkers in a freshwater anomuran crab. **Brazilian Journal of Biology**. 78(1): 61-67, 2017.

Brewer, G. J. Risks of copper and iron toxicity during aging in humans. **Chemical Research in Toxicology**. 23(2): 319-326, 2010.

Campos, D., Alves, A., Lemos, M. F. L., Correia, A., Soares, A. M. V. M., Pestana, J. L. T Effects of cadmium and resource quality on freshwater detritus processing chains: a microcosm approach with two insect species. **Ecotoxicology**. 23: 830-839, 2014.

Carvalho, M. M., Lira, V. S., Watanabe, C. H., Fracácio, R. Estudo da toxicidade de metais (zinco e cádmio) sobre *Ceriodaphnia dubia*, por multivias de exposição e recuperação biológica de descendentes. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 22(5): 961-968, 2017.

Carvalho, T. G., Andrade, R. B., Souza, D. G., Loss, C. M., Vasconcellos, R. S., Lopes, F. M. **Bioquímica Humana**. Porto Alegre: SAGAH, 2018.

Casalino, E., Calzaretto, G., Sblano, C., Landriscina, C. Molecular inhibitory mechanisms of antioxidant enzymes in rat liver and kidney by cadmium. **Toxicology**. 179(1- 2): 37-50, 2002.

Chandran, R., Sivakumar, A., Mohandass, S., Aruchami, M. Effect of cadmium and zinc on antioxidant enzyme activity in the gastropod, *Achatina fulica*. **Comparative Biochemistry and Physiology Part C**. 140(3-4): 422-426, 2005.

Chen, C., Zhang, S., Liu, Z., Tian, Y., Sol, Q. Cadmium toxicity induces ER stress and apoptosis via impairing energy homeostasis in cardiomyocytes. **Bioscience Reports**. 35(3): e00214, 2015.

Cogo, A. J. D., Siqueira, A. F., Ramos, A. C., Cruz, Z. M. A., Silva, A. G. Utilização de enzimas do estresse oxidativo como biomarcadoras de impactos ambientais. **Natureza on line**. 7(1): 37-42, 2009.

Corbi, J. J., Froehlich, C. G., STRIXINO, S. T., Santos, A. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**. 33: 644-648, 2010.

- Cui, H., Liu, L., Dai, J., Yu, X., Guo, X., Yi, S., Zhou, D.; GUO, W.; DU, N. Bacterial community shaped by heavy metals and contributing to health risks in cornfields. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 166: 259-269, 2018.
- Deliberalli, W., Cansian, R. L, Mielniczki-Pereira, A. A., Loureiro, R. C., Hepp, L. U., Restello, R. M. Heavy Metal Effects on the Incidence of Morphological Deformities in Chironomidae. **Zoologia**. 35: 1-7, 2018.
- Ekinci, D., Senturk, M. Assesment of metal inhibition of antioxidant enzyme glutathione reductase from rainbow trout liver. **Journal of Enzyme Inhibition and Medicinal Chemistry**, 28(1): 11-15, 2013.
- Esteves, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. 3.ed. Rio de Janeiro: Editora Interciência, 2011
- Gavric, J., Despotovic, S., Prokic, M., Gavrilovic, B., Radovanovic, T., Anelkovic, M., Tomovic, L., Borkovic-mitic, S., Pavlovic, S., Saicic, Z. Do different diets affect oxidative stress biomarkers and metal bioaccumulation in two snake species? **Comparative Biochemistry and Physiology, Part C**. 223(26-34), 2019.
- Genchi, G., Sinicropi, M. S., Carocci, A., Lauria, G., Catalano, A. Mercury Exposure and Heart Diseases. **International Journal of Environmental Research and Public Health**. 14(1): 1-13, 2017.
- Godt, J., Scheidig, F., Grosse-Siestrup, C., Esche, V., Brandenburg, P., Reich, A., Groneberg, D. The toxicity of cadmium and resulting hazards for human health. **Journal of Occupational Medicine and Toxicology**. 1(22):1-6, 2006.
- Gonçalves, J. F., Becker, A. G., Cargnelutti, D., Tabaldi, L. A., Pereira, L. B., Battisti, V., Spanevello, R. M., Morsch, V. M., Nicoloso, F. T., Schetinger, M. R. C. Cadmium toxicity causes oxidative stress and induces response of the antioxidant system in cucumber seedlings. **Brazilian Journal of Plant Physiology**. 19(3): 223-232, 2007.
- Halliwell, B., Gutteridge, J. M. C. **Free Radicals in Biology and Medicine**. 5ª ed, Oxford: Oxford University Press, 2015.
- Hare, L. Aquatic Insects and Trace Metals: Bioavailability, Bioaccumulation, and Toxicity. **Critical Reviews in Toxicology**. 22: 327-369, 1992.

Hepp, L. U., Molozzi, J., Froza, R.; Madalena, G., Pierozan, M., Biasi, T., Restello, R. M. Influência de íons metálicos na distribuição de macroinvertebrados bentônicos. **Perspectiva**. 27(97): 133-137, 2003.

Hepp, L. U., Pratas, J. A. M. S., Graça, M. A. S. Arsenic in stream waters is bioaccumulated but neither biomagnified through food webs nor biodispersed to land. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 139: 132-138, 2017.

Hogsden, K. L., Harding, J. S. Anthropogenic and natural sources of acidity and metals and their influence on the structure of stream food webs. **Environmental Pollution**. 162: 466-474, 2012.

Jiang, D., Yan, S. Effects of Cd, Zn, or Pb Stress in *Populus alba berolinensis* on the Antioxidant, Detoxifying, and Digestive Enzymes of *Lymantria dispar*. **Environmental Entomology**. 47(5): 1323-1328, 2018.

Leland, H. V., Fend, S. V., Dudley, T. L., Carter, J. L. Effects of copper on species composition of benthic insects in a Sierra Nevada, California, stream. **Freshwater Biology**. 21: 163-179, 1989.

Liess, M., Gerner, N. V., Kefford, B. J. Metal toxicity affects predatory stream invertebrates less than other functional feeding groups. **Environmental Pollution**. 599-600: 1469-1478, 2017.

Loureiro, R. C., Calisto, J. F. F., Magro, J. D., Restello, R. M., Hepp, L. U. Incorporation of copper and cadmium by scraper insects in streams: influence of the environment or the food resource? Dados não publicados.

Loureiro, R. C., Menegatt, M., Restello, R. M., Hepp, L. U. Incorporation of zinc and copper by insects of different functional feeding groups in agricultural streams. **Environmental Science and Pollution Research**. 25(18): 17402-17408, 2018.

Luoma, S. N., Rainbow, P. S. Why is metal bioaccumulation so variable? Biodynamics as a unifying concept. **Environmental Science & Technology**. 39: 1921-1931. 2005.

Mielniczki-Pereira, A. A., Schuch, A., Bonatto, D., Cavalcante, C., Vaitsman, D., Riger, C., Eleutherio, E., Henriques, J. A. P. The role of the yeast ATP-binding cassette Ycf1p in glutathione and cadmium ion homeostasis during respiratory metabolism. **Toxicology Letters**. 180: 21-27, 2008.

- Milesi, S. V., Biasi, C., Restello, R. M., Hepp, L. U. Efeito de metais Cobre (Cu) e Zinco (Zn) sobre a comunidade de macroinvertebrados bentônicos em riachos do sul do Brasil. **Acta Scientiarum, Biological Sciences**. 30: 283-289, 2008.
- Nasrallah, G. K., Younes, N. N., Baji, M. H., Shraim, A. M., Mustafa, I. Zebrafish larvae as a model to demonstrate secondary iron overload. **European Journal of Haematology**. 100(6): 536-543, 2018.
- Nelson, D. L., Cox, M. M. **Princípios de Bioquímica de Lehninger**. 7ª ed. Porto Alegre: Artmed, 2019.
- Oliveira, M. R., Horn, A. H. Comparação da concentração de metais pesados nas águas do Rio São Francisco em Três Marias, desde 1991 até hoje, relacionando a atuação da CMM-Três Marias. **Revista Geonomos**. 14(2): 55-63, 2006.
- Pereira, F. O. P., Santos, L., Sanches Filho, P. J. Avaliação da contaminação ambiental por metais pesados, através da análise de peixes coletados da Lagoa Mangueira/RS. **Revista Ibero-Americana**. 10(1): 180-194, 2019.
- Piassão, J. F. G., Gasparin, B. R., Martins, M. C., Decian, V. D., Cansian, R. L., Restello, R. M., Mielniczki-Pereira, A. A. Análise da bioacumulação de metais e biomarcadores de estresse oxidativo em crustáceos do gênero *Aegla* (Crustacea, Anomura). **Perspectiva**. 43(161): 111-122, 2019.
- Pikula, K. S., Zakharenko, A. M., Aruoja, V., Golokhvast, K. S., Tsatsakis, A. M. Oxidative stress and its biomarkes in microalgal ecotoxicology. **Current Opinion in Toxicology**. 13:8-15, 2019.
- Pinto, W. J. **Bioquímica clínica**. 1ª ed. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2017.
- Prada, F. J. A., Voltarelli, F. A., Oliveira, C. A. M., Gobatto, C. A., Macedo, D. V., Mello, M. A. R. Condicionamento aeróbio e estresse oxidativo em ratos treinados por natação em intensidade equivalente ao limiar anaeróbio. **Revista Brasileira de Ciência e Movimento**. 12(2): 29-34, 2004.
- Qu, X., Wu, N., Tang, T., Cai, Q., Park, Y.S. Effects of heavy metals on benthic macroinvertebrate communities in high mountain streams. **Annales de Limnologie- International Journal of Limnology**. 46: 291-302, 2010.

Radwan, M. A., El-Gendy, K. S., Gad, A. F. Oxidative stress biomarkers in the digestive gland of *Theba pisana* exposed to heavy metals. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**. 58(3): 828-835, 2010.

Reis, G. S. M., Almeida, A. F., Almeida, N. M., Castro, A. V., Mangabeira, P. A. O., Pirovani, C. P. Molecular, Biochemical and Ultrastructural Changes Induced by Pb Toxicity in Seedlings of *Theobroma cacao* L. **PLoS ONE**. 10(7), e0129696, 2015.

Reuben, A. Childhood Lead Exposure and Adult Neurodegenerative Disease. **Journal of Alzheimer's Disease**. 64(1): 17-42, 2018.

Rikans, L. E., Yamano, T. Mechanisms of cadmium-mediated acute hepatotoxicity. **Journal of Biochemical and Molecular Toxicology**. 14(2): 110-117, 2000.

Rovani, I. L., Santos, J. E., Decian, V. S., Zanin, E. M. Assessing Naturalness Changes Resulting from a Historical Land Use in Brazil South Region: An Analysis of the 1986-2016 Period. **Journal of Environmental Protection**. 10: 149-163, 2019

Sarwar, N., Imran, M., Shaheen, M. R., Ishaque, W., Kamran, M. A., Matloob, A., Rehim, A., Hussain, S. Phytoremediation strategies for soils contaminated with heavy metals: Modifications and future perspectives, **Chemosphere**. 171: 710-721, 2017.

Sfakianakis, D. G., Renieri, E., Kentouri, M., Tsatsakis, A.M. Effect of heavy metals on fish larvae deformities: A review. **Environmental Research**. 137: 246- 255, 2015.

Siwela, A. H., Nyathi, C. B., Naik, Y. S. A comparison of metal levels and antioxidant enzymes in freshwater snails, *Lymnaea natalensis*, exposed to sediment and water collected from Wright Dam and Lower Mguza Dam, Bulawayo, Zimbabwe. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 73(7): 1728-1732, 2010.

Souza, A. K. R., Morassuti, C. Y., Deus, W. B. Poluição do ambiente por metais pesados e utilização de vegetais como bioindicadores. **Acta Biomedica Brasiliensia**. 9(3): 95-106, 2018.

Stankovic, S., Kalaba, P, Stankovic, A.R. Biota as toxic metal indicators. **Environmental Chemistry Letters**. 12: 63-84, 2014.

- Stout, M. D., Nyska, A., Collins, B. J., Witt, K. L. Kissling, G. E., Malarkey, D. E., Hooth, M. J. Chronic Toxicity and carcinogenicity studies of Chromium picolinate monohydrate administered in feed to F344/N rats and B6C3F1 mice for 2 years. **Food Chemistry and Toxicology**, 47: 729-733, 2010
- Taka, M., Aalto, J., Virkanen, J., Luoto, M. The direct and indirect effects of watershed land use and soil type on stream water metal concentrations. **Water Resources Research**. 52: 7711–7725, 2016.
- Trevisan, A., Hepp, L. U., Santos, S. Abundância e distribuição de Aeglidae (Crustacea, Anomura) em função do uso da terra na bacia hidrográfica do Rio Jacutinga (Rio Grande do Sul - Brasil). **Revista Brasileira de Zoologia**. 26: 419-426, 2009.
- Türkmen, M., Ciminli, C. Determination of metals in fish and mussel species by inductively coupled plasma-atomic emission spectrometry. **Food Chemistry**. 103: 670-675, 2007.
- Uechi, D. A., Gabas, S. G., Lastoria, G. Análise de metais pesados no Sistema Aquífero Bauru em Mato Grosso do Sul. **Engenharia Sanitária e Ambiental**. 22(1): 1-13, 2017.
- Valavanidis, A., Vlahogianni, T., Dassenakis, M., Scoullou, M. Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 64(2): 178-189, 2006.
- Valko, M., Morris, H., Cronin, M. T. D. Metals, toxicity and oxidative stress. **Current Medicinal Chemistry**. 14: 1161-1208, 2005.
- Wu, H., Xuan, R., Li, Y., Zhang, X., Wang, Q., Wang, L. Effects of cadmium exposure on digestive enzymes, antioxidant enzymes, and lipid peroxidation in the freshwater crab *Sinopotamon henanense*. **Environmental Science and Pollution Research International**. 20 (6): 4085-4092, 2013.
- Yuan, H., Qin, F., Guo, W., Shao, A. Oxidative stress and spermatogenesis suppression in the testis of cadmium-treated *Bombyx mori* larvae. **Environmental Science and Pollution Research**. 23(6): 5763-5770, 2015.
- Zhang, H., Wan, Z., Ding, M., Wang, P., Xu, X., Jiang, Y. Inherent bacterial community response to multiple heavy metals in sediment from river-lake systems in the Poyang Lake, China. **Ecotoxicology and Environmental Safety**. 165: 314-324, 2018.

# GESTÃO PARA A CONSERVAÇÃO E USO SUSTENTÁVEL DA ÁGUA – UM OLHAR A PARTIR DAS POLÍTICAS PÚBLICAS

Sônia Beatris Balvedi Zakrzewski, Franciele Rosset de Quadros, Vanderlei Secreti Decian

*Quem cuida o mato como cuida o passarinho, Quem cuida o rio sem pretensão de pescar mais, Tem a certeza de que o sol nasce mais cedo  
E brotará mais flores ao redor dos mananciais.  
(João Chagas Leite)*

## INTRODUÇÃO

A existência de água na Terra tornou o nosso Planeta um ambiente apropriado para a diversidade da vida. Ela é um fator que interfere no desenvolvimento social e tecnológico - é uma fonte de bem-estar-humano, ou de miséria, de cooperação, ou de conflito (Unesco, 2020).

Ao longo de milhares de anos, as populações humanas ocuparam territórios, cresceram e se desenvolveram com base nesse bem natural, tão importante e valioso. A presença, ou a ausência, da água escreveu a história de civilizações, foi responsável pelo desenvolvimento de culturas, determinou a ocupação de territórios, as atividades produtivas, o futuro de gerações (Bacci e Pataca, 2008).

Em sua história, a humanidade modificou a relação com a natureza, e também, com a água. No decorrer da evolução das sociedades, fica evidente o avanço do uso e do controle sobre a água, e também, na tentativa de domínio de processos como acesso e armazenamento para a permanência de populações em determinados locais (Menezes et al., 2009). O aumento populacional, em

escala mundial, no último século, intensificou a sua escassez em algumas regiões do Planeta. E, também, passamos a usá-la indiscriminadamente, com interesses múltiplos - abastecimento de água potável e saneamento, agricultura, indústria, geração de energia hidroelétrica, pesqueiros de águas interiores, transporte, recreação, manejo de terras baixas e planícies e outras atividades (Tundisi, 2003).

O aumento da pressão sobre os recursos hídricos agravou as situações de escassez quantitativa e qualitativa e gerou um desequilíbrio entre demanda e disponibilidade, contribuindo para levar a uma crise socioambiental profunda (Pereira, 2012). A água, enquanto um bem público, de uso comum do povo, necessita ser gerida de modo a atender aos interesses públicos, acima de qualquer interesse particular, e o acesso a ela é um direito fundamental (Brasil, 1997).

Este capítulo tem como objetivo apresentar uma síntese do estado da arte dos atos internacionais sobre a legislação que rege os princípios e o processo de gestão das águas, no Brasil.

## OS ATOS INTERNACIONAIS VOLTADOS À CONSERVAÇÃO DA ÁGUA

A crise da água tem sido objeto de grandes debates, análises, relatórios e resoluções pelas agências internacionais, a partir da década de 1970. A preocupação com a sua conservação ganhou atenção, em nível global, durante a 1ª Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente, realizada em Estocolmo (ONU, 1972). Cinco anos depois, foi realizada a Conferência das Nações Unidas sobre Água, em Mar Del Plata, na Argentina (ONU, 1977). E a década seguinte (1981-1990) foi escolhida pela ONU como a Década Internacional de Abastecimento de Água Potável e Saneamento (1981-1990).

Nos anos 1980 e 1990, muitas regiões do mundo vivenciaram a escassez generalizada de água, a destruição gradual e o agravamento da poluição dos recursos hídricos, ao lado da implantação progressiva de

atividades incompatíveis. E a água que, no passado, era compreendida como um bem natural, essencial para a vida, passa a ser compreendida como recurso hídrico, que precisa ser bem gerenciado (ONU, 1980). Em 1992, a Conferência Internacional sobre Água e Meio Ambiente, realizada em Dublin (Irlanda) tratou, pela primeira vez, sobre a necessidade de cada nação exercer uma eficiente “gestão de recursos hídricos”, partindo do princípio de que “a escassez e o mau uso da água doce são fatores de grande e crescente risco ao desenvolvimento sustentável e à proteção do meio ambiente”. Como resultado da Conferência, foi publicada a Declaração de Dublin, que estabeleceu quatro princípios básicos de gestão: i) a água doce é um bem finito e essencial para a continuidade da espécie humana; II) abordagem participativa para gerenciamento da água, envolvendo a participação cidadã e dos Estados em todos os seus níveis legislativos; III) o papel preponderante da mulher na provisão, gerenciamento e proteção da água; IV) o reconhecimento da água como bem econômico (ONU, 1992a).

No mesmo ano, a Agenda 21, um dos documentos aprovados durante a II Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente e o Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro, definiu princípios e políticas de promoção do desenvolvimento sustentável, contemplando a proteção ambiental, justiça social e eficiência econômica, em diferentes níveis geográficos. O seu Capítulo 18 é destinado à “Proteção da qualidade e do abastecimento dos recursos hídricos: aplicação de critérios integrados no desenvolvimento, manejo e uso dos recursos hídricos”, estabelecendo, dentre as sete áreas de ação, o “Desenvolvimento e manejo integrado dos recursos hídricos”. O manejo integrado deve considerar a água como parte do ecossistema, como um recurso natural e também como um bem econômico e social, cujas quantidades e qualidade determinam a natureza de sua utilização, e deve ser realizado em nível de Bacia Hidrográfica. É importante destacar que o documento propõe a cobrança pelo uso da água, quando o uso vai para além da satisfação das necessidades básicas, e proteção dos ecossistemas. A Agenda 21, em todo o texto, mas com destaque ao Capítulo 23, enfatiza a importância da participação dos cidadãos como um pré-requisito fundamental para

alcançar o desenvolvimento sustentável (ONU, 1992b). E, nesse mesmo ano, a Assembleia Geral da ONU declarou 22 de março como o Dia Mundial das Águas.

Mas, é na década seguinte que o acesso à água e ao saneamento é reconhecido, formalmente, pela Organização das Nações Unidas (ONU, 2010; ONU, 2016) como um direito humano, refletindo a natureza fundamental desses princípios na vida de todas as pessoas (ONU, 2010). E o decênio 2005-2015 foi dedicado, internacionalmente, em deter a exploração insustentável dos recursos hídricos e elaborar planos integrados de gestão e aproveitamento eficiente das águas. E, nesse sentido, a Agenda 2030, para o Desenvolvimento Sustentável, estabeleceu uma série de desafios ambiciosos para a comunidade global, incluindo o acesso à água potável e ao saneamento básico e o melhor gerenciamento de recursos hídricos. Há o reconhecimento de que os recursos hídricos e os serviços a eles relacionados podem promover a redução da pobreza, o desenvolvimento econômico e a sustentabilidade ambiental - da alimentação à segurança energética, passando pela saúde ambiental, a água contribui para melhorias no bem-estar social e para o crescimento inclusivo, afetando a vida de bilhões de pessoas (ONU, 2015).

Porém, estudos apontam que o consumo da água no mundo vem aumentando, cerca de 1% ao ano desde os anos 80, impulsionado por uma combinação de crescimento populacional, desenvolvimento socioeconômico e mudanças nos padrões de consumo, principalmente nos países em desenvolvimento e nas economias emergentes (UNESCO, 2016). A agropecuária (incluindo irrigação, pecuária e aquicultura) é o maior consumidor de água (69% das captações anuais), seguido pelo setor industrial e de geração de energia (19%) e pelo consumo doméstico (12%) (FAO, 2020).

No início da segunda década dos anos 2000, mais de 2 bilhões de pessoas vivem em países com alto estresse hídrico, e cerca de 4 bilhões de pessoas sofrem escassez severa de água durante, pelo menos, um mês do ano (UNESCO, 2019). Um dos principais fatores, que dificultam um acesso generalizado à água e limita o desenvolvimento social e econômico desses locais, é a distribuição desigual dos mananciais hídricos na superfície

terrestre, o que leva a situação de escassez em determinados países e regiões. No Brasil, por exemplo, habitam 2,8% da população mundial, e ele possui 12% da água doce do Planeta; porém, 70% da água, na Bacia Amazônica, onde a densidade populacional é a menor do País. Já, o Nordeste, onde vivem cerca de 30% da população, possui apenas 5% da água doce; as Regiões Sul e Sudeste, onde vive cerca de 60% da população dispõe de 12,5% de água doce (Augusto, 2012). Essa grande disponibilidade hídrica tem reflexos positivos e negativos em relação às Regiões do País, o que determina uma grande disparidade temporal, espacial e de volumes, gerando situações de escassez, ou de abundância hídrica, no tempo e no espaço (ANA, 2020).

Os problemas de qualidade da água persistem em nível global e incluem a perda de corpos d'água de ótima qualidade, os impactos associados a mudanças na hidromorfologia, o aumento de poluentes emergentes e a disseminação de espécies invasoras (UNESCO, 2018). A carga de nutrientes e poluentes, originária da agropecuária (dejetos animais, resíduos sólidos e agroquímicos, dentre outros), continua sendo uma das formas mais frequentes de poluição. E estudos apontam que as cidades, em rápido crescimento nos países em desenvolvimento, se tornarão as principais fontes de emissões de poluentes (UNESCO, 2019).

As mudanças hidrológicas, induzidas pelas mudanças climáticas, vão dificultar ainda mais a gestão sustentável dos recursos hídricos, que já estão sob pressão em muitas partes do mundo, com efeitos negativos sobre a segurança alimentar, a saúde humana, a produção de energia, o desenvolvimento industrial, a biodiversidade, dentre outros. Esses, por sua vez, podem levar (e têm levado) ao aumento das desigualdades sociais, à agitação social, à migração em massa e a conflitos. E tudo isso aumenta os desafios, associados à gestão sustentável da água, em escala global (UNESCO, 2020). A década de 2018-2028 foi proclamada como a Década Internacional para ação, água para o desenvolvimento sustentável. A Resolução da ONU enfatiza que a gestão integrada dos recursos hídricos é crucial para alcançar os objetivos sociais, econômicos e ambientais.

## BREVE ABORDAGEM HISTÓRICA ATÉ A CRIAÇÃO DA POLÍTICA NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS

A preocupação com as águas, no cenário brasileiro, está presente desde a Constituição Imperial de 1824, que afirmava que os rios pertenciam à Coroa. O Código Penal de 1890 ocupava-se com a proteção das águas, cujo artigo 162 previa: “Corromper ou conspurcar a água potável de uso comum ou particular, tornando-a impossível de beber ou nociva à saúde. Pena: prisão celular de 1 (um) a 3 (três) anos”. No final do século XIX, a Constituição da República dos Estados Unidos do Brasil, de 1891, incluiu um item sobre as competências legislativas federais e estaduais sobre as águas.

No Código Civil de 1916, um capítulo tratava sobre as águas, e estabelecia o direito de vizinhança e a utilização da água como um bem essencialmente privado e de valor econômico limitado, assegurando ao proprietário o uso da água como desejasse, limitando-se a respeitar os direitos de vizinhança (Araújo e Barbosa, 2008). Ou seja, a natureza econômica da água tem sido prevista desde o início do século XX.

Porém, a primeira legislação, a tratar especificamente das águas, foi o Decreto Federal nº. 24.643, de 1934, que instituiu o Código das Águas, disciplinando os usos das águas, sua dominialidade (águas particulares e águas públicas), as competências e os aproveitamentos hídricos (Brasil, 1934). Em 1939, foi criado o Conselho Nacional de Águas, cujas competências se restringiam ao uso das águas na geração de energia elétrica, e a água começa a ser concebida como elemento essencial para o desenvolvimento econômico, fundamental para a industrialização brasileira. No ano seguinte, foi aprovado o Código Penal, de 1940, que previa a responsabilidade penal pela poluição das águas (Brasil, 1940).

A Constituição de 1946 trouxe mudanças importantes sobre o domínio das águas (Granziera, 2001). Ela exclui os Municípios do domínio sobre as águas e estabelece, no artigo 35, que: “Incluem-se entre os bens do Estado os lagos e rios do seu domínio e os que têm nascente e foz no território

estadual”. E incluiu como bens da União, o domínio de lagos e quaisquer correntes d’água em terrenos de seu domínio, que banhassem mais de um Estado, que servissem de limite com países, ou se estendessem a território estrangeiro, assim como as ilhas fluviais e lacustres nas zonas limítrofes com outros países (Araújo e Barbosa, 2008).

Mas, a discussão sobre o tema é impulsionada pela criação do primeiro órgão ambiental brasileiro em nível federal - a Secretaria Especial de Meio Ambiente (SEMA), em 1973, em resposta ao impasse diplomático gerado pela posição defendida pelo Brasil em Estocolmo, ao enfatizar o crescimento econômico em detrimento da preservação ambiental. Uma das competências da SEMA era de “promover a elaboração e o estabelecimento de normas e padrões relativos à preservação do meio-ambiente, em especial dos recursos hídricos, que assegurem o bem-estar das populações e o seu desenvolvimento econômico e social”, comprometendo-se no nos exercícios de 1973 e 1974 “aos estudos, proposições e ações relacionadas com a poluição hídrica” (Brasil, 1973).

No cenário brasileiro, a partir da década de 1970, a água potável passa a sofrer a adoção de três princípios: mercantilização, privatização e oligopolização mundial. Gradativamente, surge o engarrafamento de água e a elaboração de bebidas gaseificadas. O Estado tenta hegemonizar o mercado e reduzir os conflitos em torno da exploração e de domínio dos mananciais superficiais e subterrâneos de água potável, intervindo nas relações entre a sociedade civil (Petrella, 2000).

A Constituição Federal de 1988 estabeleceu um marco na proteção ambiental, preceituando o direito de todos a um ambiente ecologicamente equilibrado, assim como o dever da coletividade e do Poder Público defenderem e preservarem às presentes e futuras gerações. Nela, a água, como componente do ambiente, passa a ser considerada, um bem de domínio público, de uso comum pelo povo, que deve ser gerida de modo a atender aos interesses públicos acima de qualquer interesse privado, e o acesso a ela é um direito fundamental. Ou seja, a Constituição estabelece a propriedade estatal sobre as águas (art. 20, I e art. 26, III) – as águas são bens da União, ou das

unidades federadas; compete, à União, legislar sobre as águas. A participação da sociedade civil na gestão dos recursos naturais e, especialmente, na gestão das águas, passou a ser um preceito básico. Alguns estados brasileiros, ao promulgarem suas Constituições Estaduais e as respectivas Leis relativas à gestão das águas, sob seu domínio, incorporam em sua política de gestão, a utilização da cobrança pelo uso dos recursos hídricos (São Paulo, 1989, 1991; Rio Grande do Sul, 1989, 1994).

Na década de 1990, em função de conflitos e demandas dos diferentes usuários de água (abastecimento, indústria, serviços, irrigação, navegação, lazer, hidroeletricidade e outros usos), surge a necessidade de criação de instrumento jurídico, com princípios fundamentais de gestão e controle das águas. O Rio Grande do Sul foi pioneiro no País ao implantar um Sistema Estadual de Recursos Hídricos e a Política Estadual de Recursos Hídricos (Lei n. 10.350/1994), tendo como base o modelo de gestão hídrica, adotada pela França, na década de 1960. Mas, no cenário brasileiro, apenas três anos depois foi instituída a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), delineada na Lei n. 9.433, de 1997, trazendo uma série de inovações à gestão dos recursos hídricos no Brasil. Tendo como fundamentos a água como um bem público, dotada de valor econômico; a gestão voltada ao uso múltiplo da água; a bacia hidrográfica como unidade de gestão; a gestão descentralizada e participativa, a PNRH tem por objetivo “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos”, a sua utilização racional e integrada, com vistas ao desenvolvimento sustentável, e à prevenção e à defesa contra eventos hidrológicos críticos, e incentivo e promoção à captação, preservação e aproveitamento de águas pluviais (Art. 2º) (Brasil, 1997).

A Política também estabelece diretrizes e instrumentos para a gestão integrada da água, apontando para o caráter transversal, necessário ao tratamento da questão, expressa em algumas diretrizes gerais de ação: “[...] adequação da gestão de recursos hídricos às diversidades físicas, bióticas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do país; a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental; a

articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo; e a integração da gestão das bacias hidrográficas com a dos sistemas estuarinos e zonas costeiras” (Art. 3º). Ela também cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH), que tem a competência de coordenar a gestão integrada das águas, arbitrar administrativamente os conflitos associados, implementar a PNRH, planejar, regular e controlar o uso, a preservação e a recuperação e promover a cobrança pelo uso (Brasil, 1997).

Com a PNRH, estados Brasileiros e a Federação Nacional passam a adotar critérios para garantir a disponibilidade de água, em padrões quantitativos e qualitativos, incluindo a utilização racional e adequada da água com vista a acesso da mesma aos múltiplos usos. O conceito de múltiplos usos da água é um dos fundamentos da PNRH e abrange abastecimento público, agricultura, indústria, geração de energia, navegação, pesca e aquicultura, turismo e recreação, entre outros, tendo como prioridade a dessedentação humana e animal.

No ano de 2000 foi criada a Agência Nacional de Águas (ANA), um órgão da União, responsável por implementar a PNRH e por coordenar o SINGREH, buscando articular o planejamento nacional, regional, estadual e dos setores usuários criados pelas entidades que integram o Sistema (Brasil, 2000a).

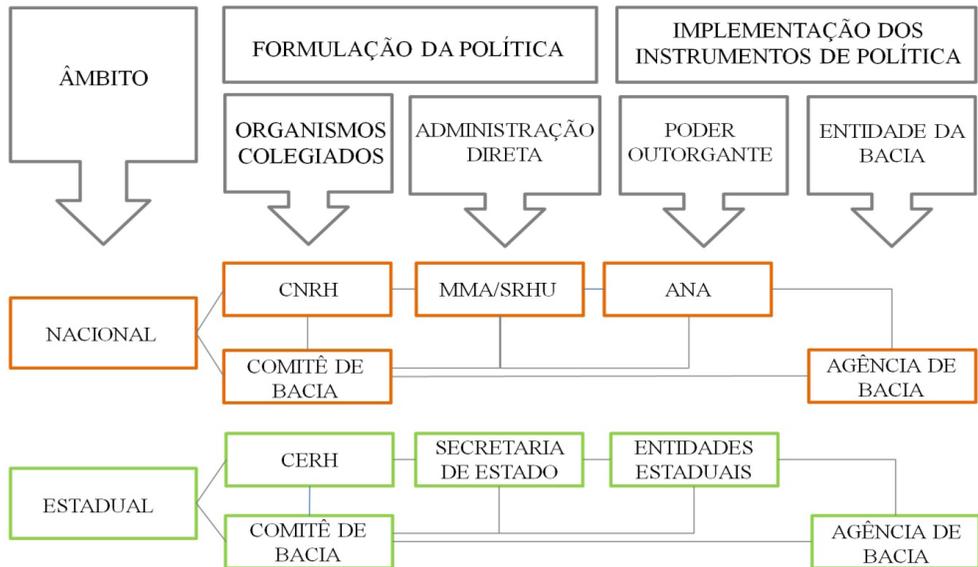
## GESTÃO PARTICIPATIVA E DESCENTRALIZADA DE RECURSOS HÍDRICOS

A PNRH (Brasil, 1997) está fundamentada em um tripé – descentralização, participação e integração da gestão das águas, tendo os colegiados do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) como pilares para sua implementação (Figura 1).

O SINGREH, atualmente, é composto pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), pela Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano (SRHU), pela Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico

(ANA), pelos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos (CERH), pelos Órgãos gestores de Recursos Hídricos estaduais (Entidades Estaduais), pelos Comitês de Bacia Hidrográfica (CBHs) e pelas Agências de Água.

Figura 1. Matriz Institucional do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH).



Fonte: Adaptado de ANA (2020).

O CNRH, os CERH e os CBHs são órgãos colegiados, formados por diversas representações (sociedade civil, usuários da água e poderes públicos), concebidos como uma organização de espaços participativos, com o propósito de promover um debate qualificado e possibilitar a tomada de decisões coletivas, de forma negociada, acerca da gestão das águas. Os órgãos colegiados são responsáveis pela formulação das políticas de recursos hídricos e têm o papel de controle social das ações conduzidas pelos órgãos públicos.

Em nível nacional, a SRHU, vinculada ao Ministério do Meio Ambiente (MMA), é o órgão gestor, aquele que gerencia os Recursos Hídricos conforme a estrutura regimental. Já, a ANA é a agência reguladora dedicada

a cumprir os objetivos e diretrizes da PNRH. Ela também elabora, ou participa de estudos estratégicos, como os Planos de Bacias Hidrográficas, Relatórios de Conjuntura dos Recursos Hídricos, dentre outros, em parceria com instituições e órgãos do Poder público.

Os estados brasileiros e o Distrito Federal possuem órgãos gestores, específicos para tratar das questões associadas às águas. O gerenciamento é realizado por meio da emissão da autorização de uso dos Recursos Hídricos de domínio dos Estados e mediante a fiscalização dos seus usos. Além disso, os órgãos gestores são responsáveis por planejar e promover ações direcionadas à preservação da quantidade e da qualidade das águas. Esses órgãos gestores podem ser secretarias específicas, ou órgãos dessas secretarias, ou entidades autônomas (ex. agência ou autarquia).

Já, as Agências de Água são entidades criadas para dar o suporte técnico e administrativo aos CBHs, exercendo, também, as funções de secretaria executiva. Entre as suas atribuições legais, estão: atualização do cadastro de usuários de água; a elaboração das propostas para os Planos de Recursos Hídricos, e a criação de estudos técnicos que possam subsidiar decisões do Comitê. A criação das Agências deve ser solicitada pelo CBH e autorizada pelo Conselho Nacional ou pelos CERH. A legislação brasileira estabelece que a viabilidade de uma agência deve ser assegurada por meio da cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos em sua área de atuação.

A PNRH propõe um modelo sistêmico, em que a governança das águas requer a participação social, o envolvimento e a negociação. A adoção da bacia hidrográfica como, unidade básica de planejamento e gestão, determina o espaço e a dinâmica de participação e envolvimento da sociedade da Bacia, via sistema de representação.

Os CBHs desempenham um papel estratégico na PNRH, pois são os órgãos que materializam a descentralização da gestão, contam com a participação dos governos, dos usuários e da sociedade civil, na seguinte proporção em sua constituição e funcionamento: i) 40% de representantes dos usuários da água; ii) 40% da somatória por representantes dos governos municipais, estaduais e federal; iii) no mínimo, 20% de representação da

sociedade civil organizada (Brasil, 1997). E é por meio desse colegiado de participantes, com diferentes interesses, com as discussões e negociações, que deveriam ser avaliadas e encaminhadas as decisões sobre a gestão da bacia hidrográfica a que pertencem, tratando sobre os conflitos associados aos diferentes usos, participando na gestão qualitativa em situações de crise hídrica e na gestão de demandas e disponibilidades.

Os CBHs não são órgãos executivos, ou fiscalizadores. Mas possuem funções deliberativas, opinativas e articuladoras da gestão (Santin e Goellner, 2013). Eles têm funções deliberativas, propositivas e técnicas (Quadro 1).

Quadro 1. Atribuições dos Comitês de Bacia Hidrográfica, previstas pela PNRH.

Tipos de Funções	Descrição das atribuições
Deliberativas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Arbitrar em primeira instância administrativa os conflitos pelo uso da água</li> <li>- Aprovar o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica</li> <li>- Estabelecer mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos</li> </ul>
Propositivas	<ul style="list-style-type: none"> <li>- Estabelecer critérios e promover o rateio de custo das obras de uso múltiplo, de interesse comum ou coletivo</li> <li>- Acompanhar a execução do Plano de Recursos Hídricos</li> <li>Propor os usos dispensados de outorga ao Conselho de Recursos Hídricos competente</li> <li>- Escolher a alternativa de enquadramento</li> <li>- Sugerir os valores a serem cobrados pelo uso da água</li> <li>- Propor a criação de áreas de restrição de uso para proteção dos recursos hídricos</li> <li>- Propor aos conselhos de recursos hídricos as prioridades para aplicação de recursos oriundos da cobrança pelo uso dos recursos hídricos</li> </ul>
Câmaras-Técnicas	<p>Subsidiar a tomada de decisões do comitê</p> <p>Desenvolver e aprofundar as discussões temáticas antes de sua submissão ao Plenário</p> <p>São consultivas - atuam a partir de demandas do Plenário e da Diretoria do Comitê</p>

Fonte: ANA (2020).

Em geral, a estrutura organizacional dos Comitês compõe-se de Plenário, Diretoria e Câmaras Técnicas (CTs), podendo ser instituídos, a critério de alguns colegiados, grupos de trabalho (GTs) para análise de temas específicos. As CTs têm, por atribuição, subsidiar a tomada de decisões do Comitê e desenvolvem e aprofundam as discussões temáticas necessárias antes de sua submissão ao plenário. Porém os Comitês, em virtude da grande extensão da Bacia, ou de peculiaridades regionais, podem apresentar uma estrutura diferenciada (Brasil, 2011).

Conforme Trindade e Scheibe (2019), apesar de alguns CBHs brasileiros apresentarem resultados positivos em suas gestões (promovem o debate participativo e a educação ambiental nas bacias hidrográficas), de modo geral, as pesquisas demonstram um distanciamento entre o que prevê a legislação (prerrogativa legal do papel desses grupos) e o que, realmente, vem sendo desenvolvido dentro dos mesmos. Os Comitês não estão conseguindo contribuir efetivamente para o propósito para o qual foram criados.

Pesquisas apontam que a gestão de Recursos Hídricos, por meio de um tripé - descentralização, participação e integração - ainda não se consolidou em nosso País e apresenta falhas que atrasam sua concretização, especialmente ligadas ao processo de descentralização. Dentre os fatores responsáveis limitantes, merecem destaque: a ausência de suporte técnico, físico e financeiro por parte do órgão estadual; a não implementação dos instrumentos de gestão e a baixa participação dos poderes públicos municipais e estaduais e da sociedade civil nesses espaços (Trindade e Scheibe, 2019).

Também alguns estudos afirmam que a participação social dos membros dos Comitês não se dá de forma paritária e instruída (Junqueira et al., 2011; Taher et al., 2012; Fracalanza et al., 2013), indicando a necessidade de capacitação, especialmente da sociedade civil, para contribuir nos processos participativos associados à gestão da água da Bacia. E que a inexistência de informações públicas sobre os planos de bacias hidrográficas, principal instrumento de gestão da água, é uma limitação importante enfrentada pelos CBHs.

## INSTRUMENTO DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

Para que se efetivem os princípios fundamentais da Legislação Brasileira, a PNRH institui, no Art. 5º, os instrumentos de gestão de Recursos Hídricos, objetivando criar instrumentos de controle e gestão, na forma de documentos, que balizem os encaminhamentos sobre os mananciais e bacias hidrográficas. Os instrumentos previstos são: Plano de Recursos Hídricos, enquadramento dos corpos d'água, outorga dos direitos de uso da água, cobrança pelo uso, e sistemas de informação.

### I – Planos de Recursos Hídricos

Os Planos de Recursos Hídricos se assemelham e são caracterizados como planos diretores (Plano de Bacia Hidrográfica), que, por meio de estudos e participação de órgãos públicos e dos representantes da população, têm como objetivo fundamentar e orientar a implementação da PNRH e gerenciar os recursos hídricos com a compilação das informações de cada um dos Planos de Bacia.

São estruturados para metas de curto, médio e longo prazos, compatíveis e com cronograma de aplicação dos programas e projetos definidos para cada uma das Bacias Hidrográficas, em nível federal e estadual, dependendo da dominialidade do manancial e da sua localização.

Os Planos de Recursos Hídricos, ao serem desenvolvidos, devem, obrigatoriamente, fundamentar e orientar o gerenciamento dos Recursos Hídricos e basear a PNRH. Para tanto, no artigo 7º da Lei das Águas, está previsto que os mesmos são de longo prazo e devem possuir, em seu desenvolvimento, como conteúdo mínimo:

I - diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos;

II - análise de alternativas de crescimento demográfico, de evolução de atividades produtivas e de modificações dos padrões de ocupação do solo;

III - balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, em quantidade e qualidade, com identificação de conflitos potenciais;

IV - metas de racionalização de uso, aumento da quantidade e melhoria da qualidade dos recursos hídricos disponíveis;

V - medidas a serem tomadas, programas a serem desenvolvidos e projetos a serem implantados, para o atendimento das metas previstas.

## **II – O enquadramento dos corpos d’água em classes, segundo os usos preponderantes**

De acordo com as Resoluções CONAMA (nº 357/2005 e 430/2011), a definição de qualidade da água se baseia no artigo 2º, que também prevê o enquadramento dos corpos hídricos como sendo “O estabelecimento da meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser, obrigatoriamente, alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo.”

Deve-se, também, levar em consideração a Resolução CONAMA nº 396/2008, que “Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.”; Resolução CONAMA nº 397/2008 que Altera o art. 34 da Resoluções CONAMA nº 357/2005; Resolução CONAMA nº 91/2008 - “Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos”; e Resolução 410/2009 - Altera art. 3º da Resolução CONAMA nº 397/2008.

O enquadramento dos corpos d’água em classes permite fazer a junção entre a gestão da qualidade e da quantidade da água, visando à assegurar água, com qualidade compatível aos usos mais exigentes da Bacia.

A classificação dos corpos hídricos prevê a qualificação destes em “águas doces, salobras e salinas em função dos usos preponderantes (sistema de classes) atuais e futuros”, tendo como premissa que a qualidade “É o conjunto de condições e padrões de qualidade de água necessários ao atendimento dos usos preponderantes atuais e futuros”.

A determinação da classificação e da qualidade das águas Doces Superficiais (art. 4º) traz as seguintes classes:

a) Classe Especial: águas destinadas a(o): abastecimento para consumo humano, com desinfecção; preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.

b) Classe 1: águas que podem ser destinadas a(o): abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; proteção das comunidades aquáticas; recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme Resolução CONAMA n° 274/2000 (Brasil, 2000b); irrigação de hortaliças consumidas cruas e de frutas (rente ao solo) e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; proteção das comunidades aquáticas em terras Indígenas.

c) Classe 2: águas que podem ser destinadas a(o): abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; proteção das comunidades aquáticas; a recreação de contato primário (natação, esqui aquático e mergulho), conforme Resolução CONAMA n° 274/2000 (Brasil, 2000b); irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, parques e jardins, e outros com os quais o público possa vir a ter contato direto; aquicultura e atividade de pesca.

c) Classe 3: águas que podem ser destinadas a(o): abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional, ou avançado; irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; pesca amadora; recreação de contato secundário; dessedentação de animais.

d) Classe 4: águas que podem ser destinadas à navegação e à harmonia paisagística.

Na Figura 2 são expressos os padrões de enquadramento, em relação às classes propostas para classificação, e da qualidade das águas Doces

Superficiais, em que se demonstram a qualidade e exigência em relação às classes propostas pela pelas Resoluções CONAMA (nº 357/2005 e nº 430/2011).

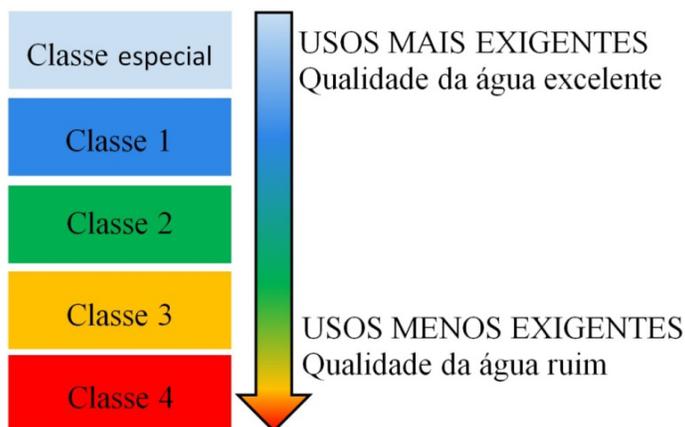


Figura 2. Padrões de enquadramento aos diversos usos, variando como nível de exigência da qualidade da água doce.

Para a efetiva aplicação da Política Nacional de Recursos Hídricos, existe a necessidade de se considerar, de forma articulada, o enquadramento em classes de uso, o regime de vazão e a capacidade de autodepuração do corpo hídrico. Tudo isso diante do cenário real da bacia hidrográfica. O enquadramento de um corpo hídrico não representa, necessariamente, a qualidade em que ele se encontra, mas sim, uma possível estratégia de planejamento para atendimento às metas de médio e longo prazos estabelecidas nos Planos de Bacia, almejando as classes pretendidas para o rio, ou trecho deste, sempre estabelecendo-se as metas com base nas classes pretendidas.

### III – A outorga dos direitos de uso de recursos hídricos

A outorga, para uso da água, tem como principal objetivo garantir o controle qualitativo e quantitativo da água, tendo como premissa o critério de disponibilidade de demanda de um manancial hídrico.

É um documento, obtido junto aos órgãos gestores, em esfera estadual, ou federal, dependendo da dominialidade da Bacia, ou corpo hídrico, efetivando o exercício do direito de acesso à água, conhecimento de volume e vazão, associado a um registro documental de retirada da água, especificando as condições de outorga.

A outorga também, em sua grande maioria, serve de quantitativo e qualitativo para a efetivação da cobrança, pelo uso da água, a ser aplicada ao usuário, reconhecendo, dessa forma, que a mesma é um insumo e que possui valor econômico nos processos envolvidos em sua utilização.

Dessa forma, os procedimentos documentais da outorga visam também a assegurar o acesso e o controle das informações sobre o uso e demanda de água, por bacia, em níveis estadual e federal, estruturando banco de dados que facilitam o processo de gestão do uso da água.

A outorga deve ter, como premissa básica, o enquadramento atribuído aos corpos hídricos, pois são as classes e usos, estipulados com base em critérios técnicos (volume, vazão, análise qualitativa), aliados à participação da sociedade (usos futuros pretendidos), que condicionam a análise de concessão da outorga, considerando-se impactos da retirada da água, ou lançamento e diluição de despejos de efluentes.

Deve-se considerar, como base, o proposto no Plano de Recursos Hídricos, seja em nível federal, estadual, bacia hidrográfica, com seus Planos de Bacias, que são documentos norteadores da tomada de decisão em que devem estar efetivamente previstos e detalhados tais instrumentos de gestão.

O Artigo 11 da Lei 9.433/97 estabelece que “O regime de outorga de direito de uso de recursos hídricos tem como objetivos assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”. Esse mesmo artigo, em seus incisos I e II, estabelece que estão sujeitos à outorga, emitida pelo Poder público, os seguintes usos da água:

I – derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo d'água, para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo;

II – lançamento em corpo d'água de esgoto e demais resíduos líquidos, ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte, ou disposição final.

Também explicita, a referida lei das águas, em seu artigo 13, que toda outorga estará condicionada às prioridades e respeitará as classes de enquadramento. Também a Resolução nº 16/2001, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, estabelece que “As vazões e os volumes outorgados poderão ficar indisponíveis, total ou parcialmente, para outros usos no corpo de água, considerando o balanço hídrico e a capacidade de autodepuração para o caso de diluição de efluentes”.

Com o exposto pela legislação, evidenciam-se a importância da avaliação e do conhecimento dos regimes e volumes de vazão, o enquadramento proposto, a capacidade de diluição e depuração dos corpos hídricos, para a emissão de outorgas e a cobrança do uso da água.

#### **IV – A cobrança pelo uso de recursos hídricos**

A água e os mananciais são estabelecidos pela Constituição Federal, ao apontar, no Caput do Art. 225, que “todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo (...)”. Assim, como preconizado na Carta Magna, a água é um dos elementos do meio ambiente.

Dessa forma, a PNRH estabelece a dominialidade aos Estados, ao Distrito Federal e à União. Segundo Machado (2004), transforma-se este, em gestor de um bem público e de interesse de todos. E, por meio da Lei 9.433/1997, ficam estabelecidos os instrumentos de Gerenciamento da Política Nacional de Recursos Hídricos e, dentre estes, a cobrança pelo uso da água

e a estrutura necessária para que ocorram a cobrança e a destinação dos valores arrecadados a partir da água outorgada.

Dentro de uma visão sistêmica, sobre a cobrança do uso da água, podem-se evidenciar alguns conflitos de interesse sobre esse recurso: o primeiro, como demanda do mesmo para fins de desenvolvimento das atividades humanas. Quanto maior a população, maior a demanda pela água.

Outro aspecto refere-se à demanda de água enquanto recurso, tipo e intensidade de usos diferentes, alguns destes, incompatíveis com outros usos no tempo e no espaço. E por fim, uma das situações que demandam controle e gestão são o uso inadequado da água e a contaminação desta. Esses fatores somados evidenciam a necessidade de gestão dos demandantes e de seus conflitos, que pode ser realizada por meio do enquadramento, outorga e cobrança.

A Resolução CNRH nº 48/2005 estipula objetivos da cobrança pelo uso da água: i) prevê e estimula investimento na despoluição, reúso, proteção e conservação, bem como utilização de tecnologias limpas e poupadoras dos Recursos Hídricos, de acordo com o enquadramento dos corpos d'água em classes de uso preponderantes; ii) induzir e estimular a conservação, o manejo integrado, a proteção e a recuperação dos Recursos Hídricos, com ênfase para as áreas inundáveis e de recarga dos aquíferos, mananciais e matas ciliares, por meio da compensação e dos incentivos aos usuários.

Também estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos Recursos Hídricos. No art. 3, inciso I, a cobrança pelo uso desses recursos deverá, ser implementada, considerando-se as informações advindas dos demais instrumentos da Política e dos programas e projetos de forma íntegra.

De acordo com o Art. 20, serão cobrados os usos de Recursos Hídricos sujeitos à outorga. Os valores arrecadados, com a cobrança pelo uso desses recursos, serão aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados e serão utilizados (Art. 22):

I – no financiamento de estudos, programas, projetos e obras incluídos nos

Planos de Recursos Hídricos;

II – no pagamento de despesas de implantação e custeio administrativo dos órgãos e entidades integrantes do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

A instituição da cobrança, pelo uso da água, tem como fundamento o princípio do Poluidor-Pagador; ou seja, o poluidor que utiliza, causa dano e que causa perda na qualidade do manancial hídrico, deve ser penalizado pelo uso, ou pelo dano do recurso hídrico, nos termos da legislação vigente.

Havendo a degradação da qualidade, ou da quantidade do recurso hídrico, nas situações explicitadas, deve ser inteirado pelo empreendedor de que haverá a incidência de custos, que servirão para custear projetos que sejam aplicados na gestão e na implementação de projetos de melhoria ambiental.

Com base na cobrança, que recai sobre o “poluidor-pagador”, há a aplicação de três finalidades básicas:

- Didática: que é a de reconhecer o valor econômico da água;
- Incentivo à racionalização: por uma questão lógica, que se assume pelo fato de se pagar, gasta-se menos e buscam-se tecnologias que propiciem a economia;
- Financiamento de Programas: financiar todos os programas que estiverem contidos no plano; quer dizer, um instrumento de financiamento da recuperação ambiental dos Recursos Hídricos.

Por fim, cabe ressaltar a participação social na elaboração do Plano de Bacia ou Plano de Recursos Hídricos. Essa participação é importante e assume caráter educativo e explicativo, sendo que há grandes conflitos em função da atribuição de cobrança a Recursos Hídricos e que várias categorias de usuários são, explicitamente, contra a cobrança, principalmente as de alta demanda de água, para o desenvolvimento de suas atividades, seja para a retirada de água, ou para a diluição e despejo de efluentes.

## V – Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Trata-se de um Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos (SNIRH), instrumento de gestão previsto na Lei 9.433/97, tendo como função estruturar um amplo sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre Recursos Hídricos, bem como fatores intervenientes para sua gestão (ANA, 2020).

O Sistema de Informações está previsto no artigo 25 e 26, da Lei 9.433, estabelecendo de que se trata e apontando os princípios básicos desse sistema para o funcionamento do Sistema de Informações de Recursos Hídricos:

- I – descentralização da obtenção e da produção de dados e informações;
- II - coordenação unificada do sistema;
- III – acesso aos dados e informações, garantido a toda a sociedade.

Fica evidente que, para que haja a integração entre os estados e a União, e que se efetivem de forma prática o conhecimento e o acesso às informações que facilitem a gestão hídrica, em níveis federal e estadual, esse SNIRH deve conter informações quantitativas e qualitativas da bacia hidrográfica. Tais informações são provenientes da base de dados dos Planos de Bacia, do enquadramento em classes de uso, das outorgas emitidas e da cobrança do uso da água, e devem estar sintonizadas com os processos de gestão, para a tomada de decisões que impliquem melhoria contínua dos mananciais hídricos. Sendo que a essência de um processo de gestão é, inicialmente, diagnosticar os Recursos Hídricos, utilizá-los com base nos critérios dos Planos de Bacia, regular e ordenar suas demandas e mediar os conflitos advindos dos múltiplos usuários, respeitando-se sempre a disponibilidade existente.

## A Educação Ambiental no processo de conservação e Gestão das Águas

A Política Nacional de Educação Ambiental (PNEA), instituída pela Lei nº 9.795/1999 e regulamentada pelo Decreto 4.281/2002, determina a criação, manutenção e implementação de programas de Educação Ambiental (EA) integrados às atividades de gestão dos recursos ambientais, inclusive dos Recursos Hídricos. Ela também estabelece, como um dos objetivos estratégicos da EA, o incentivo à participação, individual e coletiva, permanente e responsável, na preservação do equilíbrio do meio ambiente, entendendo-se a defesa da qualidade ambiental como um valor inseparável do exercício da cidadania (Brasil, 1999; Brasil, 2002). E, de forma coerente com a política das águas, a construção de uma cultura da participação, qualificada com o diálogo, é um dos eixos centrais da PNEA.

No texto da PNRH, a EA não aparece de forma explícita. Porém, a Lei estabelece uma estrutura institucional participativa e descentralizada para sua implementação, inserindo como questão fundamental a articulação entre as diversas políticas (Brasil, 1997). Já, o Plano Nacional de Recursos Hídricos, aprovado pela Resolução nº 58/2006, incorporou em suas macro-diretrizes, assim como alocou estrategicamente, e de maneira transversal, em sua estrutura programática a EA, por meio do Programa V - Desenvolvimento tecnológico, capacitação, comunicação e difusão de informações em gestão integrada de Recursos Hídricos. O Subprograma IV.2 - Capacitação e educação, em especial ambiental, para a gestão integrada de Recursos Hídricos, tem por objetivo “Desenvolver ações de capacitação, voltadas a agentes multiplicadores que possam, pela via de programas descentralizados e capilares de educação ambiental, focados em recursos hídricos, difundir conceitos e práticas, além de apoiar transversalmente a própria implementação dos demais programas do PNRH”. O documento ressalta que os conceitos de Gestão Integrada de Recursos Hídricos devem ser difundidos em todo o território nacional, por meio da capacitação de agentes multiplicadores e o apoio a ações capilares, auxiliando na implementação do Plano Nacional. E estabelece a execução descentralizada aos Estados e aos Comitês de Bacia

Hidrográfica, considerando as diretrizes básicas da Agenda 21, do Tratado de Educação Ambiental para Sociedades Sustentáveis, e da Carta da Terra, ressaltando a importância da articulação com o MEC (Brasil, 2006).

Mas, foi a Resolução CNRH nº 98/2009 que estabeleceu “princípios, fundamentos e diretrizes para a educação, o desenvolvimento de capacidades, a mobilização social e a informação para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos”. Ela prevê que os programas de EA, dirigidos à Gestão Integrada de Recursos Hídricos, busquem a integração entre os entes responsáveis pela implementação das Políticas de Meio Ambiente, Educação Ambiental e de Recursos Hídricos, promovam a reflexão e ampliem a percepção das pessoas para a consciência comprometida com a sustentabilidade, equidade e respeito à vida, com enfoque humanista, dialógico. Ou seja, fortalecendo a participação e controle social na gestão democrática da água (Brasil, 2009).

De forma coerente com a política das águas, a construção de uma cultura da participação, qualificada com o diálogo, é um dos eixos centrais da PNEA. A EA pode contribuir no processo de participação social, na articulação de políticas e na formação de atores sociais diversos. Mas, para isso, os Programas de EA devem ser construídos e implementados a partir de metodologias que promovam a participação, tendo como base a cultura do diálogo, da troca de saberes, da construção coletiva de ideias e de caminhos, da mediação e negociação dos diferentes valores e interesses, contribuindo para ampliar a percepção sobre a dimensão estratégica e transversal da água.

Trindade e Scheibe (2019), a partir de pesquisas realizadas por outros autores, afirmam que uma das contribuições mais frequentes dos CBHs, na Gestão Integrada dos Recursos Hídricos, é o auxílio na promoção da EA nas bacias hidrográficas. Os processos de EA têm propiciado o fortalecimento do exercício da cidadania e estimulado a participação crítica, propositiva e construtiva de novos caminhos para a gestão das águas.

Para fortalecer os processos educativos, voltados à gestão da água, faz-se necessária a realização de formações para atores estratégicos em nível estadual, de Bacia Hidrográfica, para traçar novos caminhos e possibilidades

com vistas à implementação das políticas públicas. Conforme Tundisi (2008), os gestores públicos e as comunidades locais precisam ser preparados para a gestão integrada de Recursos Hídricos. E, como ferramentas, propõe a EA a criação de um banco de dados, elaborado a partir da realidade de cada bacia hidrográfica, a fim de se obter um sistema de gerenciamento mais preditivo e otimizado. Outros pesquisadores ressaltam a importância da capacitação dos membros dos CBHs, em especial, dos representantes da sociedade civil, para a tomada de decisões de forma paritária e instruída (Fracalanza et al., 2013; Taher et al., 2012; Junqueira et al., 2011).

Também o lançamento de editais públicos, para o fomento de projetos de extensão em EA; de projetos para a divulgação de experiências exitosas em educação e mobilização social, e para avaliação das experiências desenvolvidas, são importantes ao fortalecimento e à implementação das políticas públicas.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com mais de 20 anos de vigência da PNRH, no Brasil, ainda são inúmeros os desafios para a gestão democrática das águas e para a implementação dos seus instrumentos de gestão. A gestão da água é um desafio de difícil enfrentamento, por tratar de um tema complexo, mas também em função de interesses econômicos e políticos.

Melhorar a gestão dos Recursos Hídricos e o acesso à água e ao saneamento é essencial para lidar com várias desigualdades sociais e econômicas, para que “ninguém fique para trás” quando se trata de aproveitar os muitos benefícios e oportunidades proporcionados pela água (UNESCO, 2019).

Para o enfrentamento dos desafios, associados à gestão integrada dos Recursos Hídricos em nosso País, destacamos: i) a inclusão da temática da água como prioridade nas agendas políticas dos governos; ii) a consolidação da gestão por bacia hidrográfica, com o fortalecimento dos Comitês e a

criação das Agências de Bacia Hidrográfica; iii) a consolidação da gestão participativa, por meio da capacitação dos membros dos CBHs, em especial dos representantes da sociedade civil, para a tomada de decisões de forma paritária e instruída.

Deve haver esforços políticos em direção à busca do diálogo, entre municípios, Estados e Países banhados por uma mesma bacia hidrográfica; entre os diferentes setores representados nos CBHs; entre as diferentes áreas de conhecimento e de atuação humana. E também a necessidade de integração entre ciência-tecnologia-inovação na gestão integrada de Recursos Hídricos.

## REFERÊNCIAS

ANA. Atribuições dos comitês. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/aguas-no-brasil/sistema-de-gerenciamento-de-recursos-hidricos/comites-de-bacia-hidrografica/conteudos/atribuicaoobhs>. Acesso em 10 jul. 2020.

Araújo, A.R., Barbosa, E.M. Evolução do direito de águas no Brasil: uma visão histórico-jurídica. In: I Colóquio Internacional de História: Sociedade, Natureza e Cultura, 2008, Campina Grande-PB. Anais... Campina Grande-PB: UFCG.

Augusto, L. G. da S., Gurgell, D. G. I., Neto, C. F. H., Melo H. C., Costa, M. A. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência saúde coletiva**, 17(6): 1511-1522, 2012.

Bacci, D. De La C., Pataca, E. M. Educação para a água. **Estudos avançados**. 22(63): 211-226, 2008.

Brasil. **Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934** - Código das Águas. Rio de Janeiro, 1934. Disponível em: <https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1930-1939/decreto-24643-10-julho-1934-498122-publicacaooriginal-1-pe.html>. Acesso em 9 de jun. 2020.

Brasil. **Decreto-Lei Nº 2.848, de 7 de dezembro de 1940** - Código Penal. Rio de Janeiro, 1940. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto-lei/del2848.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto-lei/del2848.htm). Acesso em 9 de jun. 2020.

Brasil. **Decreto nº 73.030, de 30 de outubro de 1973** - Cria, no âmbito do Ministério do Interior, a Secretaria Especial do Meio Ambiente - SEMA, e das outras providências. Brasília, 1973. Disponível em: <<https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/1970-1979/decreto-73030-30-outubro-1973-421650-publicacaooriginal-1-pe.html>>. Acesso em: 8 de jun. 2020.

Brasil. **Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 09 de Jan. de 1997, p. 470. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/LEIS/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9433.htm)>. Acesso em: 03 mar. 2020.

Brasil. **Lei n. 9795 de 27 de abril de 1999**. Institui a Política Nacional de Educação Ambiental. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 27 abr. 1999. Disponível em: <[www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/Leis/L9795.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9795.htm)> Acesso em: 15 jul. 2020.

Brasil. **Lei Nº 9.984, de 17 de julho de 2000** - Dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, e dá outras providências. Brasília, 2000a. Disponível em: [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/19984.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/19984.htm). Acesso em 3 mar. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 274, de 29 de novembro de 2000**. Estabelece as condições de balneabilidade das águas brasileiras. Brasília, 2000b. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=272>>. Acesso em: 29 abr. 2020.

Brasil. Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução nº 16 de 08 de maio de 2001**. Estabelece as vazões e os volumes outorgados poderão ficar indisponíveis, total ou parcialmente, para outros usos no corpo de água, considerando o balanço hídrico e a capacidade de autodepuração para o caso de diluição de efluentes. Brasília, 2001. Disponível em: <<https://www.legisweb.com.br/legislacao/?id=97757>>. Acesso em: 07 mai. 2020.

Brasil. **Decreto 4.281 de 25 de junho de 2002**. Regulamenta a Lei no 9.795, de 27 de abril de 1999, que institui a Política Nacional de Educação Ambiental, e dá outras providências. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/2002/d4281.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4281.htm)>. Acesso em: 23 abr. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357, de 15 de março de 2005**. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, 2005. Disponível em: < [http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO\\_CONAMA\\_n\\_357.pdf](http://pnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLUCAO_CONAMA_n_357.pdf)>. Acesso em: 25 mar. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Programas nacionais e metas: Volume 4. Brasília: MMA, 2006. Disponível em: <https://cnrh.mdr.gov.br/inserir-documentos-nos-artigos/pnrh/linha-do-tempo/2351-caderno-pnrh-vol4/file>. Acesso em 12 jun. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 396, de 03 de abril de 2008**. Dispõe sobre a Classificação e Diretrizes Ambientais para o Enquadramento das Águas Subterrâneas e dá Outras Providências. Brasília, 2008. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=562>>. Acesso em: 17 mar. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 397, de 3 de abril de 2008**. Altera o inciso II do parágrafo 4º e a Tabela X do parágrafo 5º, ambos do art. 34 da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente, CONAMA no 357, de 2005, **que dispõe** sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Brasília, 2008. Disponível em: < [http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA\\_RES\\_CONS\\_2008\\_397.pdf](http://www2.mma.gov.br/port/conama/legislacao/CONAMA_RES_CONS_2008_397.pdf)>. Acesso em: 01 mai. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 91, de 05 de novembro de 2008**. Dispõe sobre procedimentos gerais para o enquadramento dos corpos de água superficiais e subterrâneos. Brasília, 2008. Disponível em: < <http://portalpnqa.ana.gov.br/Publicacao/RESOLU%C3%87%C3%83O%20CNRH%20n%C2%BA%2091.pdf>>. Acesso em: 14 abr. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 410, de 04 de maio de 2009**. Prorroga o prazo para complementação das condições e padrões de lançamento de efluentes, previsto no art. 44 da Resolução nº 357, de 17 de março de 2005, e no Art. 3º da Resolução nº 397, de 3 de abril de 2008, 2009. Disponível em: <<http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=603>>. Acesso em: 05 mar. 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. **Resolução Nº 98, de 26 de março de 2009**. Disponível em: <https://cnrh.mdr.gov.br/ctem-documentos-reunioes/1052-resolucao-n-98-de-2009/file>. Acesso em 12 jun 2020.

Brasil. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 430, de 13 de maio de 2011**. Dispõe sobre classificação de corpos d'água e estabelece as condições e padrões para lançamento de efluentes. Brasília, 2011. Disponível em: < <http://www2.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 04 abr. 2020.

Brasil. Agência Nacional de Águas. **Comitê de Bacia Hidrográfica: prática e procedimento**. Cadernos de capacitação em recursos hídricos, v. 2. Brasília: SAG, 2011.

Conselho Nacional De Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução Nº. 58, de 30 de janeiro de 2000**. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/wp-content/uploads/2018/02/Resolu%C3%A7%C3%A3o-n%C2%BA-58-de-30-de-Janeiro-de-2006-CNRH.pdf>. Acesso em 18 de jun. 2020.

Conselho Nacional De Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução Nº. 5, de 10 de abril de 2000**. Disponível em: <https://cnrh.mdr.gov.br/criacao-comites-de-bacia/51-resolucao-n-05-de-10-de-abril-de-2000/file>. Acesso em 8 de jun. 2020.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução Nº 48 de 21 de março de 2005**. Estabelece critérios gerais para a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Brasília, DF, 2005. Disponível em: <<http://www.cnrh.gov.br/index.php>>. Acesso em: 30 mar. 2020.

Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução Nº 98 de 26 de março de 2009**. Estabelece princípios, fundamentos e diretrizes para a educação, o desenvolvimento de capacidades, a mobilização social e a informação para a Gestão Integrada de Recursos Hídricos no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Disponível em: < <http://www.ceivap.org.br/ligislacao/Resolucoes-CNRH/Resolucao-CNRH%2098.pdf>>. Acesso em: 20 mar. 2020.

FAO. **AQUASTAT - FAO's Global Information System on Water and Agriculture**, s.d. Disponível em: <http://www.fao.org/publications/en/>. Acesso em 10 de jun.2020.

Fracalanza, A. P., Jacob, A. M., Eça, R. F. Justiça ambiental e práticas de governança da água: (re) introduzindo questões de igualdade na agenda. **Ambiente & Sociedade**. XVI(1): 19-38, 2013. .

Granziera, M. L. M. **Direito de Águas**. Disciplina Jurídica das Águas Doces. São Paulo: Atlas, 2001.

Junqueira, M. A. D. R., Saiani, C. C. S., Passador, C. S. Apontamentos sobre a lei brasileira das águas: a experiência do estado de São Paulo. **Revista de Gestão – REGE**. 18(2):159-175, 2011.

MACHADO, C. J. S.(Org.). **Gestão de águas doces**. Rio de Janeiro: Interciência, 2004.

Menezes, M. D., Júnior, J. A. J., Mello R. C., Silva, M. A., Curi, N., Marques J. J. Dinâmica hidrológica de duas nascentes, associada ao uso do solo, características pedológicas e atributos físico-hídricos na sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Lavrinha – Serra da Mantiqueira, MG. **Scientia Forestalis**, 37(82): 175- 184, 2009.

ONU. **Report of the United Nations Conference on the Human Environment**. Stockholm, 5-16, 1972. Disponível em: [https://www.un.org/ga/search/view\\_doc.asp?symbol=A/CONF.48/14/REV.1](https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/CONF.48/14/REV.1). Acesso em: 12 jul. 2020.

ONU. **Report Of The United Nations Water Conference**. Mar Del Plata, 14-25 March 1977. Disponível em: <https://www.ircwash.org/sites/default/files/71UN77-161.6.pdf>. Acesso em: 12 jul. 2020.

ONU. General Assembly. **Proclamation of the International Drinking Water Supply and Sanitation Decade**. 55th plenary meeting, 10 nov. 1980. Disponível em: <https://undocs.org/en/A/RES/35/18>. Acesso em: 15 jul. 2020.

ONU. **Declaração de Dublin sobre Água e Desenvolvimento Sustentável**. 1992a Disponível em: <<http://www.wmo.int/pages/prog/hwrrp/documents/english/icwedece.html>>. Acesso em: 12 jun. 2020.

ONU. **Agenda 21**. 1992b. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>>. Acesso em: 12 jun. 2020.

ONU. General Assembly. A/RES/64/292 - **The human right to water and sanitation**. 108th plenary meeting, 28 July 2010. Disponível em: [https://www.un.org/ga/search/view\\_doc.asp?symbol=A/RES/64/292](https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/64/292). Acesso em 20 de jul. 2020.

ONU. General Assembly. A/RES/70/1. **Transforming our world: the 2030 - Agenda for Sustainable Development**. 4th plenary meeting, 25 September 2015. Disponível em: [https://www.un.org/ga/search/view\\_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E](https://www.un.org/ga/search/view_doc.asp?symbol=A/RES/70/1&Lang=E). Acesso em 12 de julho 2020.

Pereira, L.C. Uso e conservação de nascentes em assentamentos rurais. **Dissertação**. Mestrado em Engenharia Civil. Universidade Federal de Pernambuco, UFPE, 2012.

Petrella, R. Direito ou mercadoria? A “nova conquista da água”, **Le Monde Diplomatique Brasil**. São Paulo. 01 jan. 2000. Disponível em <http://www.diplomatique.org.br/acervo.php?id=57&tipo=acervo>. Acesso em 8 jun 2017.

Rio Grande do Sul. **Constituição do estado do Rio Grande do Sul** - texto constitucional de 3 de outubro de 1989 com as alterações adotadas pelas Emendas Constitucionais de n.º 1, de 1991, a 79, de 2020. Porto Alegre, 1989. Disponível em: <[http://www2.al.rs.gov.br/dal/LinkClick.aspx?fileticket=9p-X\\_3esaNg%3D&tabid=3683&mid=5358](http://www2.al.rs.gov.br/dal/LinkClick.aspx?fileticket=9p-X_3esaNg%3D&tabid=3683&mid=5358)>. Acesso em: 20 jun. 2020.

Rio Grande do Sul. **Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994**. Institui o Sistema Estadual de Recursos Hídricos, regulamentando o artigo 171 da Constituição do Estado do Rio Grande do Sul, 1994. Disponível em: <<http://www.al.rs.gov.br/filerepository/repLegis/arquivos/10.350.pdf>>. Acesso em: 05 ago. 2019.

São Paulo. **Constituição Estadual de 05 de outubro de 1989** - atualizada até a Emenda Constitucional nº 49, de 06 de março de 2020. São Paulo, 1989. Disponível em: <<https://www.al.sp.gov.br/repositorio/legislacao/constituicao/1989/compilacao-constituicao-0-05.10.1989.html>>. Acesso em: 20 de jun. 2020.

Santin, J. R., Goellner, E. A gestão dos recursos hídricos e a cobrança pelo seu uso. **Sequência**. 67: 199-221, 2013.

Taher, T., Bruns, B., Bamaga, O., Al-Weshali, A., Steenberger, F. V. Local Groundwater governance in Yemen: building on traditions and enabling communities to craft new rules. **Hydrogeology Journal**. 20:1177–1188, 2012.

Trindade, L. L., Scheibe, L. F. Gestão das águas: limitações e contribuições na atuação dos comitês de bacias hidrográficas brasileiros. **Ambiente & Sociedade**. 22, e02672, 2019.

Tundisi, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos: RiMa, II E, 2003.

Tundisi, J. G. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**. 22(63): 7-16, 2008.

UNESCO. Programa Mundial de la UNESCO de Evaluación de los Recursos Hídricos. **Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2018: soluciones basadas en la naturaleza para la gestión del agua.** Unesco, 2018. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000261494>. Acesso em 12 de julho de 2020.

UNESCO. United Nations World Water Assessment Programme. **The United Nations World Water Development Report 2016: Water and Jobs.** Paris, UNESCO, 2016. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000243938>. Acesso em 5 ago. 2020.

UNESCO. United Nations World Water Assessment Programme. **Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2019: no dejar a nadie atrás.** Paris: UNESCO, 2019. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000367304>. Acesso em 5 ago. 2020.

UNESCO. United Nations World Water Assessment Programme. **Informe mundial de las Naciones Unidas sobre el desarrollo de los recursos hídricos 2020: agua y cambio climático.** Paris: UNESCO, 2020. Disponível em: <https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000373611.locale=es>. Acesso em: 10 ago 2020.

## **SOBRE OS AUTORES**

### ORGANIZADORES

Luiz Ubiratan Hepp

Licenciado em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Biodiversidade Animal – Universidade Federal de Santa Maria

Doutor em Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Rozane Maria Restello

Licenciada em Ciências Biológicas – Centro de Ensino Superior de Erechim

Mestre em Entomologia – Universidade Federal do Paraná

Doutora em Ecologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de São Carlos

### AUTORES COLABORADORES

Dra. Albanin Aparecida Mielniczki Pereira

Licenciada em Ciências Biológicas – Universidade Estadual de Ponta Grossa

Mestre em Biologia Funcional e Molecular – Universidade Estadual de Campinas

Doutora em Biologia Celular e Molecular – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dra. Cristiane Biasi

Licenciada em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Biodiversidade Animal – Universidade Federal de Santa Maria

Doutora em Biodiversidade Animal – Universidade Federal de Santa Maria

Dra. Franciele Rosset de Quadros

Licenciada em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Ecologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de São Carlos

Doutora em Ecologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de São Carlos

MSc. Lucas Eugenio Fontana

Licenciado em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Doutorando em Ecologia - Universidade Federal de Santa Catarina

MSc. Monik Compagnoni Martins

Licenciada em Ciências Biológicas – Universidade Federal de Santa Maria

Mestre em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

MSc. Rafael Chaves Loureiro

Bacharel/Licenciado em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Ecologia – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Doutorando em Biologia de Ambientes Aquáticos Continentais – Universidade Federal do Rio Grande

Dra. Silvia Vendruscolo Milesi

Licenciada em Ciências Biológicas – Universidade Regional Integrada do Alto Uruguai e das Missões

Mestre em Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Doutora em Ecologia – Universidade Federal do Rio Grande do Sul

Dra. Sônia Beatris Balvedi Zakrzewski  
Licenciada em Ciências – Universidades Integradas de Santa Cruz do Sul  
Mestre em Educação – Universidade Federal de Santa Maria  
Doutora em Ecologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de São Carlos

Dr. Vanderlei Secreti Decian  
Licenciada em Geografia – Universidade Federal de Santa Maria  
Mestre em Engenharia Agrícola – Universidade Federal de Santa Maria  
Doutora em Ecologia e Recursos Naturais – Universidade Federal de São Carlos

## REVISORES

Dra. Aurea Luiza Lemes da Silva  
Universidade Federal de Santa Catarina

Dra. Edelti Faria Albertoni  
Universidade Federal do Rio Grande

Dr. José Etham de Lucena Barbosa  
Universidade Estadual da Paraíba

Dra. Joseline Molozzi  
Universidade Estadual da Paraíba

Dr. Juliano José Corbi  
Universidade de São Paulo

Dr. Wander Ferreira  
Universidade Federal de Viçosa