



# CIÊNCIAS AMBIENTAIS

RECURSOS HÍDRICOS

Organizadores

**Carmino Hayashi**

**Diego De Souza Sardinha**

**Paulo Augusto Zaitune Pamplin**

1ª Edição

## ORGANIZADORES

**CARMINO HAYASHI**  
**DIEGO DE SOUZA SARDINHA**  
**PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN**

## EDITOR

**CARMINO HAYASHI**

**Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)**  
**(Câmara Brasileira do Livro, SP, Brasil)**

Ciências ambientais : recursos hídricos [livro eletrônico] / organizadores Carmino Hayashi, Diego de Souza Sardinha, Paulo Augusto Zaitune Pamplin ; editor Carmino Hayashi. -- Ribeirão Preto, SP : Carmino Hayashi, 2020.  
PDF

Vários autores.  
ISBN 978-65-00-08206-7

1. Água - Conservação 2. Água - Consumo  
3. Água - Controle de qualidade 4. Desenvolvimento sustentável 5. Recursos hídricos 6. Recursos hídricos - Desenvolvimento 7. Recursos hídricos - Desenvolvimento - Administração I. Hayashi, Carmino. II. Sardinha, Diego de Souza. III. Pamplin, Paulo Augusto Zaitune. IV. Hayashi, Carmino.

20-43756

CDD-363.7

### Índices para catálogo sistemático:

1. Ciência ambiental 363.7

Cibele Maria Dias - Bibliotecária - CRB-8/9427

### Imagem de capa

Pixabay



Alfenas/ MG  
Agosto/2020

---

## PREFÁCIO

# CIÊNCIAS AMBIENTAIS: RECURSOS HÍDRICOS

Uma das áreas científicas que apresenta um dos maiores vieses de interdisciplinaridade, as Ciências Ambientais vêm se fortalecendo de forma rápida, uma vez que contempla a integração dos diversos saberes, abarcando toda a sua diversidade e complexidade, inferindo que as particularidades das diferentes áreas devem ser compreendidas de forma integrada com outras áreas correlatas.

Seria redundante escrever que a preservação dos recursos hídricos é de fundamental importância para a sobrevivência de todo o nosso planeta, pois sem água não existe a mínima possibilidade de vida no mesmo.

Se considerarmos que 70% da superfície do planeta são recobertos pela água, embora em termos de volume a água salgada detém cerca de 97,5% do volume total, restando apenas 2,5% de água doce, que pode repentinamente sofrer um drástico esgotamento se não soubermos administrar de forma racional o consumo e o desperdício deste líquido essencial para os organismos vivos que, embora seja renovável, não acompanha a sua demanda de consumo, principalmente devido as interferências e ações antrópicas.

No contexto das Ciências Ambientais, em particular nos estudos das águas continentais, a importância de desenvolver estudos e pesquisas em busca de como preservar e recuperar e manter estes recursos hídricos em níveis adequados, torna-se essencial para a sobrevivência da humanidade. Entrementes, diversas instituições de ensino e pesquisas que atuam nesta área, buscam desenvolver novas tecnologias em busca de minimizar tais eventos, assim como buscam conscientizar e educar a sociedade, empresas, e governo na busca de políticas públicas para operarem mudanças comportamentais que venham salvaguardar os nossos recursos hídricos.

Atualmente, um dos principais instrumentos que orientam a gestão das águas em nosso país, é o Plano Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), estabelecido pela Lei nº 9.433/97, de 8 de janeiro de 1997, conhecido também como a Lei das Águas, cujo conjunto de diretrizes, metas e programas foi resultante de um amplo processo de mobilização e participação social. O PNRH, objetiva primordialmente *“estabelecer um pacto nacional para a definição de diretrizes e políticas públicas voltadas para a melhoria da oferta de água, em quantidade e qualidade, gerenciando as*

*demandas e considerando ser a água um elemento estruturante para a implementação das políticas setoriais, sob a ótica do desenvolvimento sustentável e da inclusão social”.*

Cada vez mais, os recursos hídricos vêm ocupando maior grau de importância cenário mundial, considerando-se à relevância e significado que o manejo sustentável da água representa para o bem-estar e qualidade de vida das populações e, sobretudo para o desenvolvimento sustentável dos países.

Nesta expectativa, o Brasil assegura cerca de 12% das reservas de água doce do mundo, representando também 53% dos recursos hídricos da América do Sul, configurando que a maior parte de nossas fronteiras são delimitadas por corpos d’água, tais como dezenas de rios fronteirícios e transfronteirícios, além de inúmeras bacias hidrográficas e aquíferos.

Diante desta conjuntura, dezenas de professores, pesquisadores científicos e alunos de pós-graduações, envolvidos nas áreas de Ciências Ambientais, especialmente a de Recursos Hídricos / Ciências Aquáticas, associados a diversos outros pesquisadores em áreas e linhas de pesquisas congêneres, na qualidade de consultores e revisores uniram esforços de forma colaborativa para a consecução desta obra *Ciências Ambientais – recursos hídricos* (volume I).

Ainda, dentro da área de Ciências Ambientais, considerando-se as suas diversas subdivisões, e na medida de enquadrar todos os trabalhos apresentados espontaneamente, havemos por bem organizar mais dois outros volumes, intitulados como *Ciências Ambientais – diagnósticos ambientais* (volume II) e *Ciências Ambientais – gestão e educação ambiental* (volume III).

Por fim, na certeza de termos envidados nossos melhores esforços na finalização destes três volumes com abordagens na área de Ciências Ambientais, deixamos aqui registrados os nossos agradecimentos a todos os colaboradores, entre os quais, autores, coautores, revisores, e todos os demais que de uma forma ou outra colaboraram para a consecução destas obras.

**Carmino Hayashi; Diego de Souza Sardinha  
& Paulo Augusto Zaitune Pamplin**

---

# SUMÁRIO

|   |            |
|---|------------|
| <b>Água e recursos minerais .....</b>   | <b>7</b>   |
| <i>Marcelle Teodoro Lima; Luara Castilho Pereira; Kelly Cristina Tonello &amp; Márcia Magalhães de Arruda</i>   |            |
| <b>Proposta de índice para avaliação da qualidade de água em ambientes lóticos:<br/>Estudo de aplicação no córrego Gameleira, em Uberaba/MG .....</b> | <b>29</b>  |
| <i>Afonso Pelli; Marcelo Mattos Pedreira; Ana Rita Marinho Machado &amp; Fagner de Souza</i>  |            |
| <b>Técnicas para a estimativa do coeficiente de reaeração superficial .....</b>   | <b>59</b>  |
| <i>Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Pedro de Souza Lopes Silva; Thiago Vinicius Ribeiro Soeira<br/>&amp; Cristiano Poletto</i>                  |            |
| <b>Impactos da urbanização em veredas.....</b>  | <b>84</b>  |
| <i>Paloma Cristina Pimenta &amp; Afonso Pelli</i>   |            |
| <b>Impactos da modificação da cobertura vegetal sobre o ambiente e as comunidades aquáticas .....</b>   | <b>100</b> |
| <i>Jane Piton Serra</i>   |            |
| <b>Impacto de Pequenas Centrais Hidroelétricas sobre a comunidade de peixes:<br/>medidas de manejo e mitigação dos impactos .....</b>                 | <b>115</b> |
| <i>Hugmar Pains da Silva; Izaias Médice Fernandes; Paulo Cesar Vênere &amp; Rianne Caroline de Oliveira</i>   |            |
| <b>Estado trófico da Bacia Hidrográfica do rio Muzambo.....</b>   | <b>131</b> |
| <i>Cochise Ricci Libânio &amp; Diego de Souza Sardinha</i>  |            |
| <b>Transporte de sedimentos no planalto de Poços de Caldas (MG):<br/>Bacia tributária do reservatório Bortolan .....</b>                              | <b>145</b> |
| <i>Diego de Souza Sardinha &amp; Fernando André de Castro Alves Victal</i>  |            |
| <b>Vazões remanescentes em rios:<br/>evolução metodológica e linha do tempo no Rio Grande do Sul .....</b>  | <b>164</b> |
| <i>Rafael Cabral Cruz, Maria Luiza Porto e Geraldo Lopes da Silveira</i>  |            |

|   |            |
|---|------------|
| <b>Introdução ao uso de zooplâncton como bioindicador .....</b>   | <b>184</b> |
| <i>Fábio dos Santos Corsini &amp; Ariane Flávia do Nascimento</i>   |            |
| <b>Invertebrados aquáticos como ferramenta para a avaliação do impacto de metais em córregos adjacentes ao cultivo de cana-de-açúcar.....</b> | <b>201</b> |
| <i>Juliano José Corbi</i>   |            |
| <b>Limnoperna fortunei no Brasil: histórico de dispersão, biologia populacional, impactos e controle .....</b>                                | <b>219</b> |
| <i>Daniel de Melo Rosa &amp; Paulo Santos Assis</i>   |            |
| <b>Desenvolvimento insustentável, degradação dos recursos hídricos e a magnitude das doenças emergentes .....</b>                             | <b>236</b> |
| <i>Mirna Aparecida Pereira</i>  |            |
| <b>Performance e vigilância do diagnóstico de patógenos emergentes no monitoramento da água de consumo humano .....</b>                       | <b>260</b> |
| <i>Mirna Aparecida Pereira</i>  |            |
| <b>Homenagens .....</b>   | <b>277</b> |
| <b>Revisão Geral e Conselho Editorial .....</b>   | <b>278</b> |
| <b>Resumo do Curriculum Vitae dos Organizadores .....</b>   | <b>279</b> |
| <b>Resumo do Curriculum Vitae dos Autores e Coautores.....</b>  | <b>281</b> |
| <b>Resumo do Curriculum Vitae dos Revisores .....</b>   | <b>289</b> |

---

# ÁGUA E RECURSOS MINERAIS

Marcelle Teodoro Lima; Luara Castilho Pereira;  
Kelly Cristina Tonello & Márcia Magalhães de Arruda

## INTRODUÇÃO: A DEGRADAÇÃO AMBIENTAL E MINERAÇÃO

A mineração é uma das esferas básicas da economia do Brasil que colabora de forma decisiva para o bem-estar e a melhoria da qualidade de vida das presentes e futuras gerações, sendo fundamental para o desenvolvimento de uma sociedade equânime, desde que seja operada com responsabilidade social, estando sempre presentes os preceitos do desenvolvimento sustentável (FARIAS, 2002).

Os bens minerais são essenciais para a evolução da humanidade, no entanto, a extração por recursos minerais ocasiona impactos significativos no meio ambiente, seja no que diz respeito à exploração de áreas naturais ou mesmo, na geração de resíduos. Dentre as etapas da atividade está a supressão de vegetação ou impedimento de sua regeneração. Em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno (LIMA, 2016).

O conceito de degradação ambiental, segundo Sánchez (2006) aborda múltiplos significados e está relacionado a fatores que interferem no equilíbrio ecológico do meio abiótico e biótico, como: perda de capital natural, perda de funções ambientais, alteração nas paisagens e o risco a saúde e a segurança das pessoas, podendo, dessa forma, ser considerada como um processo de descaracterização e degeneração do meio ambiente provocado por alterações de ordem física, química ou biológica que comprometam a fauna, flora e conseqüentemente o equilíbrio ecológico.

A luz da legislação ambiental brasileira, a terminologia degradação normalmente está associada à alteração adversa no meio que afeta equilíbrio ecológico e ambiental, através da publicação da Lei 6.938 de 31 de agosto de 1981, onde em seu artigo terceiro parágrafo II, entende-se por “degradação da qualidade ambiental, a alteração adversa das características do meio ambiente” (BRASIL, 1981).

O Decreto Federal 97.632/89 conceitua degradação ambiental como sendo processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade produtiva dos recursos naturais (Brasil, 1989). Analisando

o termo degradação proposto por esse decreto, Bitar (1997) cita que no caso de atividades decorrentes da mineração, a degradação pode ser entendida como os processos resultantes de danos ao meio ambiente, pelos quais se perdem ou se reduzem algumas de suas propriedades, tais como a qualidade ou capacidade produtiva dos recursos ambientais.

Na área da mineração, diante da variedade de conceitos de áreas degradadas a ABNT (NBR 13030/99), que trata sobre a elaboração e apresentação de projetos de reabilitação de áreas degradadas pela mineração, define área degradada como aquela com diversos graus de alteração dos fatores bióticos e abióticos, causados pelas atividades de mineração.

A mineração subterrânea ou a céu aberto promove a remoção da vegetação, do solo e das camadas geológicas, sobrejacentes ou intercaladas ao minério de interesse, o que muda a topografia permanentemente e interrompe o regime hidrológico superficial e subsuperficial (SHRESTHA e LAL, 2011). De acordo com Machi e Sanches (2010) em muitas situações, o solo superficial de maior fertilidade é também removido, e os solos remanescentes ficam expostos aos processos erosivos que podem acarretar em assoreamento dos corpos d'água do entorno.

Em função das especificidades de cada fase da produção mineral, os usos ou interferências na água mostram-se diversificados e exigem o emprego de métodos e tecnologias de tratamento, por vezes, complexos. O aprimoramento das técnicas de beneficiamento e das etapas do processo de lavra pode contribuir para melhorias do uso e minimização das interferências nos recursos hídricos.

## OUTORGA E RECURSOS MINERAIS

O uso de outorga pelo uso da água, a necessidade de cumprir cada vez mais exigências da legislação e a escassez hídrica na região de instalação das minas, cria um cenário em que se fazem imprescindíveis novos estudos para reuso, reciclagem e recirculação de água na mineração (PINTO, 2011).

Por meio da Lei Federal nº 9.433/97 o Brasil estabelece políticas relacionadas à gestão dos recursos hídricos com a instituição do Plano Nacional de Recursos Hídricos, a outorga de Direito de Uso dos Recursos Hídricos e a criação do Sistema Nacional de Informações sobre Recursos Hídricos, entre outras deliberações (BRASIL, 1997).

A outorga de direitos de uso de recursos hídricos, de acordo com a Lei Federal nº 9.433 de 1997, tem como objetivo “assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”. Podem ser enquadrados como crimes ambientais qualquer modificação negativa da qualidade das águas, seja superficial ou subterrânea, lançamentos de efluentes e a captação sem outorga.

A outorga é executada por meio de artifício financeiro para o recurso hídrico em uma bacia hidrográfica, realizada para atender aos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), sendo eles:

- I. assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;
- II. a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável;
- III. a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais.

A outorga é assim um instrumento de controle que avalia a real condição da bacia hidrográfica em termos de potencial hídrico. É por meio do cadastro dos usos outorgados que se torna possível conhecer a capacidade de suporte da bacia para o desenvolvimento desejado. Desse modo, esse instrumento é básico na elaboração do Plano de Recursos Hídricos, pois dá suporte às proposições de enquadramento, além de apoiar a discussão dos termos em que se dará a cobrança pelo uso da água (DOMINGUES et al. 2006).

A Resolução nº 29, de 11 de dezembro de 2002 define diretrizes para a outorga de uso dos recursos hídricos para o aproveitamento dos recursos minerais e em seu Art. 2º explicita as atividades sujeitas à outorga, sendo elas:

- I. derivação ou captação de água superficial ou extração de água subterrânea para consumo final ou insumo do processo produtivo;
- II. lançamento de efluentes em corpos de água;
- III. outros usos e interferências, tais como:
  - captação de água subterrânea com a finalidade de rebaixamento de nível de água; desvio, retificação e canalização de cursos de água necessários às atividades de pesquisa e lavra;
  - barramento para decantação e contenção de finos em corpos de água;
  - barramento para regularização de nível e vazão;
  - sistema de disposição de estéril e rejeitos; aproveitamento de bens minerais em corpos de água;
  - captação de água e lançamento de efluentes relativos ao transporte de produtos minerais.

A utilização de água desde a fase de pesquisa mineral, extração bem como de beneficiamento devem atender aos critérios estabelecidos pelas outorgas de água, tendo como fundamento a otimização do seu uso pelas mineradoras. Os lançamentos dos efluentes líquidos nos corpos hídricos devem ser tratados antes e monitorados após, seguindo os parâmetros da legislação.

Além da outorga, é também necessário a licenciamento ambiental para a instalação, ampliação e funcionamento de empreendimentos com atividades utilizadoras de recursos ambientais, efetiva ou potencialmente poluidoras, causadoras de degradação ambiental. Entretanto no estado de Minas Gerais, após a Lei Nº 21.972 de 21 de janeiro de 2016 (Governo do Estado de Minas Gerais, 2016), o processo de licenciamento ambiental que antes era um processo mais

complexo e demorado devido à importância e sensibilidade de alguns empreendimentos para o meio ambiente, passou a ser mais simples e rápido com essa lei, que sugere o licenciamento ambiental concomitante, ou seja, com as mesmas fases do licenciamento trifásico (Licença Prévia – LP, Licença de Instalação – LI e Licença de Operação – LO) sendo duas delas emitidas juntas, transformando duas fases em uma, sugerindo também o Licenciamento Ambiental Simplificado, podendo ser realizado eletronicamente, em uma única fase por meio de cadastro ou apresentação de Relatório Ambiental Simplificado. A mesma lei também institui um prazo máximo de 6 meses desde o requerimento até seu deferimento ou indeferimento, com exceção dos casos em que houver o Estudo de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA-RIMA) ou audiência pública, no qual o prazo será de no máximo 12 meses.

## IMPACTOS DA MINERAÇÃO SOBRE OS RECURSOS HÍDRICOS

Muitas pessoas não se dão conta da importância da mineração, pode-se dizer sem qualquer dúvida que, sem a extração mineração a civilização atual não estaria como hoje. A mineração faz parte do nosso dia-a-dia e tem um papel fundamental na economia do país. Ferro, alumínio, calcário, entre outros minerais, não dá para imaginar a vida sem eles. No entanto, a exploração por recursos minerais causa impactos significativos ao meio ambiente, com destaque para os recursos hídricos.

A maioria das atividades em minerações demandam intervenções nos recursos hídricos, sejam de maneira superficiais ou subterrâneas e muitas das vezes a água operam como insumos de ampla importância em todo o processo de extração e beneficiamento do mineral, no entanto existem mineradoras que não se preocupam com a quantidade demandada em todo o processo produtivo e nem mesmo com a qualidade da água que é lançada para os corpos hídricos.

Há uma grande importância da água dentro dos processos minerais: água e a atividade minerária não se separam. A água é importante para que muitos processos ocorram, desde o planejamento, extração, beneficiamento do mineral ao fechamento da mina. A quantidade de água que é demandada na mineração depende do tipo de exploração e beneficiamento do mineral de interesse, tais como as atividades de lavagem do minério, lavagem de equipamentos e transporte de materiais, desmonte hidráulico, aspersão de vias para controle de emissão de particulados, processo de flotação entre outros. Sem acesso a água não é possível à produção dos minerais, no entanto é preciso ter cuidado quanto à voracidade por extrair recursos minerais para que as bacias hidrográficas não sejam atingidas.

De acordo com Andrade et al. (2006) o empreendimento minerário destaca-se, dentre todos os outros setores usuários de água, pela sua significativa interação com os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Essa interação observada pelo ponto de vista de que a água é elemento indispensável à vida, mas do mesmo modo indispensável à atividade minerária, remete

à aplicação de novas técnicas, adaptação de práticas mais corretas e a compreensão do fluxo da água no processo.

A contaminação dos recursos hídricos está também interligada com os métodos de lavra e o manejo das águas subterrâneas e superficiais e o tratamento da água após sua utilização. As operações de lavra geralmente envolvem grandes volumes de água, que se torna responsável pelo transporte de contaminantes (ex: óleos, reagentes químicos) gerados nas etapas de perfuração, desmonte e transporte do minério. Em geral, essa água proveniente da lavra é descartada na bacia de rejeitos, sendo que, em alguns casos pode ser utilizada nas operações de processamento mineral. Independente da sua finalidade, essa água deve ser tratada previamente para remoção dos contaminantes (OLIVEIRA e LUZ, 2001).

As atividades de lavra e processamento mineral podem contribuir para a poluição das águas superficiais e subterrâneas, caso não haja um controle rigoroso das operações envolvidas. Atenção especial deve ser dada aos processos erosivos e de assoreamento que ocorrem nas minas e pedreiras, aos depósitos de material estéril permanente e de minério lixiviado, à área da usina de concentração e aos locais de descarte de água, dentre outros (VIRGILI e VIANNA, 2000; CUSTODIO, 1992).

Dependendo da composição litológica e mineralógica e do método de drenagem adotado, essas águas poderão ser de excelente qualidade e descarregadas diretamente na rede hidrográfica ou serem aproveitadas para abastecimentos irrigação e usos industriais. Mas quando se apresentam problemas de acidez, metais pesados, elevada salinidade, etc. e a água não atinge os padrões para seu lançamento, deve ser acumulada em barragens de evaporação ou ser submetida a um tratamento adequado até se conseguir uma qualidade aceitável para sua descarga (DOMINGUES et al. 2006).

O efeito do aporte de metais pesados em solos e cursos d'água em áreas aos arredores de empreendimentos de mineração é discutido em Silva et al. (2004), onde relatam que é fato o comprometimento da qualidade da água e de recursos hídricos tornando-os inadequados para consumo devido à drenagem ácida, sendo este um sério problema ambiental. Além disso, representam ainda uma problemática para as populações locais que muitas vezes dependem do uso desses recursos hídricos naturais, os quais segundo Silva et al. (2004), foram apropriados pela empresa, negando assim a gestão comunitária desses recursos hídricos a qual essas populações tradicionais faziam uso como captação de água de nascentes, cisternas, poço da comunidade e córregos, parte dessas populações hoje captam água em caixas d'água abastecida por um caminhão pipa contratado pela empresa Anglo como medida de compensação. (PEREIRA et al., 2016) e (SEPE e SALVADOR, 2018)

De acordo com Henriques & Porto (2015), a região da Zona da Mata, a qual contém reservas de bauxita, matéria prima para alumínio, também passou por transformações ambientais nas últimas décadas devido às atividades de exploração e beneficiamento deste minério, provocando assim a apropriação de recursos naturais como água e usos do solo pelas empresas mineradoras, causando a poluição e redução de mananciais e da biodiversidade.

Ainda assim, a empresa em questão adotou uma prática como medida mitigadora, a fim de solucionar os impactos ambientais por ela provocados durante a extração de bauxita. As medidas são a construção de valas para reter águas pluviais nas partes íngremes e a retirada da parte fértil do solo para após a exploração ser reincorporada com o replantio de vegetação que deveria ser original, entretanto observa-se nessas áreas a predominância de Eucaliptos e Brachiarias, apesar das valas ocorrem ainda assoreamentos em períodos chuvosos e contaminação da água segundo os moradores da região (HENRIQUES e PORTO, 2015; SEPE e SALVADOR, 2018).

Segundo Henriques & Porto (2015), outro caso de perdas ambientais, através de uma lama da lavagem química de bauxita da refinaria Hydro Alunorte ocorreu nos dias 16 e 17 de fevereiro de 2018 inundando comunidades e contaminando rios, igarapés e poços artesianos. Segundo o laudo do Instituto Evandro Chagas – IEC, as águas na região de Barcarena – PA apresentaram níveis elevados de alumínio, chumbo, nitrato e sódio, resíduos associados aos efluentes da empresa.

Um estudo realizado por Silva (2002) apresentou impactos devido à mineração de carvão, na região de Criciúma – SC. Poluição das águas, áreas de preservação permanentes e deficiência de água, perda de fauna e flora, recursos de pesca e conseqüentemente de atividades como agricultura e turismo, degradação dos solos, devido e chuva ácida por conta da emissão de nitrogênio e enxofre, os quais conseqüentemente provocam a acidez dos corpos d'água alterando os ecossistemas. Sepe e Salvador (2018) citados por Mechi & Sanches (2010) discorrem ainda sobre a mineração de agregados (areia, silte e argila) no estado de São Paulo, relatando o impacto devido à extração de areia em calha de rio, provocando assim o seu rebaixamento do leito resultando em erosão e desequilíbrio ambiental, eles comentam ainda que apesar de muito planos de recuperação pretender tornar as cavas em tanques para atividade de pesque e pague ou de piscicultura, muitos deles acabam na verdade sendo abandonados, degradando com o processo de eutrofização.

De acordo com Ritcey (1989) em minas de sulfeto é comum à contaminação do meio ambiente por meio da drenagem ácida, que ocorre devido à ação do intemperismo e da oxidação pelo ar, pelo sol e bacteriana de sulfetos levando à formação de ácido sulfúrico, que promove ainda a dissolução de metais presentes em depósitos de estéreis e minas subterrâneas e a céu aberto. Em conseqüência desse fenômeno, além do risco de contaminação de fontes de água superficiais e subterrâneas, a recuperação dessas áreas se torna mais cara devido à maior dificuldade de reflorestamento. Esforços na prevenção da drenagem ácida de minas podem incluir ações que envolvam:

- I. restrição ou eliminação de oxigênio, dióxido de carbono, amônia, fósforo e vários nutrientes que promovam o crescimento das bactérias, por meio de revegetação imediata ou impermeabilização química;
- II. restrição da ação da água da chuva pelos mesmos métodos adotados anteriormente;
- III. isolamento dos compostos sulfetados;
- IV. redução do íon férrico responsável pela oxidação dos sulfetos;
- V. controle de pH visando a redução da atividade bacteriana;
- VI. uso de bactericidas.

Em áreas de mineração na lavra a céu aberto, as águas percolam com o material piritoso (FeS) em contato com o ar, provocando a acidez e dissolução de metais pesados, ainda nessas lavras abertas como em casos na mineração de carvão, ocorre a formação de lagoas ácidas que captam água de precipitação e efluentes da lavra as quais infiltram em áreas adjacentes entrando assim no sistema hídrico na região contaminando ainda lençóis freáticos. (SILVA, 2002).

De acordo com Campos, et al.,(2010), quando a atividade de mineração de carvão resulta em permanência de grande parte do solo desnudo, provoca restrições no estabelecimento de espécies florestais e de gramíneas além da erosão hídrica e assoreamento de mananciais, sendo assim prejudicial também à caracterização do bioma local. Sendo indicada a construção topográfica de áreas de mineração de carvão utilizando o material previamente separado e estocado acima do carvão, (solo e rocha), de forma a minimizar a erosão e assoreamento de recursos hídricos garantindo assim o estabelecimento de espécies vegetais, entretanto algumas características físicas do solo, como a infiltração de água, capacidade armazenamento de água no solo e susceptibilidade a compactação, podem permanecer prejudicadas em solos de minas mesmo após a reabilitação.

De acordo com Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA (2006) na atividade de mineração existem dois tipos principais de resíduos sólidos: os estéreis e os rejeitos. Os estéreis são os materiais escavados, gerados pelas atividades de extração (ou lavra) no decapeamento da mina, não têm valor econômico e ficam geralmente dispostos em camadas. Os rejeitos são resíduos resultantes dos processos de beneficiamento a que são submetidas às substâncias minerais. Estes processos têm a finalidade de padronizar o tamanho dos fragmentos, removerem minerais associados sem valor econômico e aumentar a qualidade, pureza ou teor do produto final. Em muitas situações, os resíduos minerais ficam expostos, o que acelera os processos erosivos devido à ausência considerável de solo e conseqüentemente da vegetação, tornando-se necessário a recuperação nessas áreas.

No Brasil, também as atividades de mineração provocam a poluição por lama, sendo a poluição por compostos químicos mais graves, mas também mais restrita. A prevenção da contaminação das águas ocorre normalmente através de barragens de contenção e sedimentação de lama e recirculação de água (SILVA, 2007).

A mineradora Samarco S/A, a qual no dia 05 de novembro de 2015 a ruptura da barragem do Fundão, represa acumuladora de rejeitos em Mariana – MG, provocando assim um dos maiores desastres ambientais devido à quantia de lama que tomou parte do distrito de Bento Rodrigues. (Sepe & Salvador, 2018).

De acordo com Lopes (2016), este evento ainda soterrou centenas de nascentes, contaminou diversos rios como Gualaxo do Norte, do Carmo e Doce, extinguindo a biodiversidade aquática, espécies endêmicas e qualidade da água da bacia do rio Doce, destruindo floretas, áreas de preservação permanentes e matas de galerias, as quais são de extrema importância para a manutenção do ecossistema hídrico, preservando cursos d'água e evitando erosões fluviais, além da perda inestimável em vidas humanas.

Segundo Dias, et al. (2018), aproximadamente trinta e cinco milhões de m<sup>3</sup> de rejeito de minério de ferro foram lançados na região, desses, aproximadamente dezesseis milhões de m<sup>3</sup> foram carreados em direção ao mar pelo rio Doce, comprometendo 663,3 km no rio Doce nos estados de Minas Gerais e Espírito Santo. Mesmo sendo esses resíduos classificados como não perigosos e inertes para ferro e manganês de acordo com NBR 10.004, esses, provocaram danos ambientais e socioambientais de grandes proporções, afetando a qualidade da água do rio Doce, nascentes (turbidez, volume de sólidos em suspensão, parâmetros físico-químicos e concentração de metais), a ictiofauna (morte de 11 espécies ameaçadas e 12 espécies endêmicas da Bacia do Rio Doce) (IBAMA, 2015; Espindola, et al., 2016; Lacaz et al., 2017; Dias, et al., 2018), e provocando mudanças no pH do solo ao longo de 77 km de Áreas de Preservação permanentes – APPs e demais áreas de vegetação natural, desabrigando 329 famílias, destruindo 257 construções e provocando 19 perdas humanas, demais rios como o rio do Carmo e Gualaxo do Norte foram também afetados em diferentes intensidades.

Três anos após a tragédia em Mariana – MG, no dia 25 de janeiro de 2019, houve ainda o rompimento de barragem de rejeitos de mineração de ferro da companhia Vale S. A. em Brumadinho – MG, de forma que os rejeitos da Barragem I, associados à mina Córrego do Feijão, transbordaram duas outras barragens carregando rejeitos por uma grande extensão até atingirem o rio Paraopeba, o qual ficou comprometido após tal desastre, entretanto a maior e imediata perda foram vidas humanas, contabilizadas em 110 mortes e 238 pessoas desaparecidas até dia 02 de fevereiro de 2019, esta barragem também foi construída pelo método de alteamento à montante. (PEREIRA et al., 2019).

Através de um raster do índice de Vegetação por Diferença Normalizada (ROUSE et al., 1973; PEREIRA et al., 2019) delimitaram a área coberta por lama em uma imagem da plataforma Sentinel (DRUSCH, et al., 2012) capturada dois dias depois após o incidente, integrando séries temporais com imagens obtidas pelo Google Earth Pro com o software QGIS pelos (PEREIRA et al., 2019) para mapear as classes de cobertura do solo atingidas pelos rejeitos da berreira. Foram encontradas: Mata madura, Regeneração natural, Matas antropizadas, Brejos (51%); Pastagens (5%); Agricultura anual (8%); Corpos hídricos superficiais (2%); Moradia e Habitação, Estradas rurais, Edificações cosporativas (19%); Diques de Barragens e Rejeito de mineração (15%). Sendo que detas categorias juntas, o rejeito cobriu 297,28 há de terras e cursos d'água. Dos 51% da área que eram vegetação espontânea, 65% estava conservada, 26% em estágio intermediário de conservação e 9% era ambiente pantanoso, de grande importância para a biodiversidade e proteção dos recursos hídricos.

Dentre os principais impactos, Pereira et al. (2019) destacam a contaminação do meio físico e biótico, contaminação de recursos hídricos, a ictiofauna e demais animais aquáticos, comunidades tradicionais na área, abastecimento hídrico das áreas urbanas, perda ecológica nas matas atingidas, as quais representavam dois hotspots da biodiversidade ameaçados: Cerrado e Mata Atlântica (IBGE, 2004) solos agrícolas, estradas, comprometendo a produção e transporte de alimentos, moradias, vidas humanas e de animais, impactos severos que persistirão por gerações.

De acordo com Pereira et al., (2019), ANM (2019) e Pereira (2005), das 769 barragens de mineração no Brasil apenas 425 (55%) estão na Política Nacional de Segurança de Barragens, 219 delas se encontram no estado de Minas Gerais, das 425 barragens monitoradas pela política, 84 foram construídas pelo método de alteamento e 63 apresentam risco alto a moderado. Aires, et al., (2018) comentam ainda que o rompimento de barragens de rejeito de mineração provoca impactos como distúrbios hidrológicos, problemas socioeconômicos, mortes, comprometimento da saúde e bem-estar da população, contaminação do meio físico e biótico, causados ainda pelas mudanças drásticas na cobertura do solo após o rompimento de barragens.

## INTERFERÊNCIA DA ATIVIDADE MINERARIA SOBRE A AFLUÊNCIA DE VAZÕES SUPERFICIAIS

A exploração dos recursos minerais desenvolve-se no subsolo ao nível do lençol freático necessitando de drenagem e bombeamento das águas subterrâneas para que ocorra a exploração mineral, conhecido também como rebaixamento do nível de água subterrânea, realizado tanto em minas a céu aberto como em minas subterrâneas.

Grande parte dos depósitos minerais está situada abaixo da superfície piezométrica dos aquíferos, ou seja, é parte ou está associado a um reservatório subterrâneo. Dependendo das condições de armazenamento e circulação das águas subterrâneas do aquífero, a água pode vir a ser mais uma dificuldade para as operações de lavra. Algumas minas chegam a bombear volumes enormes de água subterrânea, da ordem de uma ou mais centenas de milhões de metros cúbicos por ano e o rebaixamento do nível d'água chega a alcançar algumas centenas de metros (BERTACHINI e ALMEIDA, 2003).

Com o rebaixamento do nível da água subterrânea, ou seja, a retirada de água do armazenamento natural do aquífero poderá ocasionar como resultado a diminuição das vazões superficiais e redução nas vazões das nascentes associadas ao aquífero. De acordo com Aguilar & Da Silva (2014) na medida em que a cava da mina aumenta em profundidade, a água que escoaria para a nascente escoaria para o fundo da cava, assim, a água que alimentaria a nascente passa a alimentar a cava, que, por sua vez, tem essa água bombeada mantendo o fundo seco e a abastecendo artificialmente. As comunidades próximas passam a utilizar a água barrenta, que necessita de um processo de filtragem. Assim, à medida que a cava aprofunda, a nascente diminui sua vazão e pode até secar.

Neste estudo, AGUILAR e Da SILVA (2014) realizaram o cálculo da produção de água dentro a Unidade de Conservação de Uso Integral – Monumento Natural da Mãe D'água em Brumadinho – MG, com 500 hectares de captação de água infiltrada nesta bacia. A área conta com 31 nascentes, das quais, utilizou-se as vazões para o cálculo na área de proteção (MOURÃO, 2007) de 4 delas, sendo: a nascente Mãe D'água com 172m<sup>3</sup>/hora, nascente Capitão Valente com 158m<sup>3</sup>/hora, nascente Suzana com 100m<sup>3</sup>/hora e a nascente Clube Serra da Moema também com 100m<sup>3</sup>/

hora. A captação de água das nascentes representa 57,3 % do volume de abastecimento público de água para a população local de 12.000 habitantes (AGUILAR e Da SILVA, 2014). Portanto nessa situação, a unidade de conservação desenvolve um papel crucial de além da preservação da biodiversidade e demais funções ecossistêmicas, também promove mais da metade do abastecimento público de água para essa comunidade, a qual seria gravemente prejudicada tanto em quantidade (vazão), quanto em qualidade da água se essas nascentes viessem a secar.

Pereira, et al. (2016) analisaram o Projeto Minas Rio nas comunidades rurais de Alvorada de Minas, Conceição do Mato Dentro e Dom Joaquim, populações segundo os autores atingidas pelo projeto Minas-Rio da empresa Anglo Americana, ressaltam o problema de contaminação de nascentes, córregos e brejos que, nesta situação, vinham reduzindo o nível de água ao longo dos anos, principalmente em épocas de estiagem até alguns deles acabarem secando.

É preciso ter o conhecimento prévio das bacias hidrográficas em regiões de mineração para, assim, evitar as interferências nas vazões dos corpos hídricos superficiais ou subterrâneos e não ocasionar impactos negativos nos recursos hídricos durante a extração mineral. Desta forma, de acordo com Ciminelli (2006), é importante um estudo criterioso referente à intermitência de chuva na região da mina, para que as atividades de lavra não sejam responsabilizadas pela diminuição de água nos cursos d'água e conseqüentemente pela diminuição de água nos aquíferos da bacia hidrográfica da região da mina.

## USO CONCORRENCIAL DA ÁGUA

A exploração mineral pode conflitar com os usos prioritários estabelecidos em lei. Na maioria das vezes, a prioridade dos recursos minerais supera a prioridade dos recursos hídricos. Como exemplo pode ser citado os conflitos existentes entre as comunidades e as mineradoras pertencentes ao quadrilátero ferrífero no estado de Minas Gerais. Essa região é considerada com grande potencial para abastecimento público por possuir uma área de recarga onde as formações rochosas e a porosidade fissural proporciona potencial de águas subterrâneas. Estudos realizados por Silva et al. (1994), indicam a existência de grandes reservas de água subterrâneas em diversas formações geológicas no quadrilátero ferrífero. No entanto, nessa região ocorre a maior extração mineral de ferro do Brasil.

De acordo com a legislação, a área prioritária para água com fins de abastecimento público e dessedentação de animais está antes do interesse mineral. Na Lei nº 9.433 de 1997, um dos fundamentos descritos no Cap. I, Art. 1º inciso III é que “em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais”. Em 2014 vivenciamos um período de estiagem na região sudeste do Brasil e grande parte das mineradoras não pararam ou nem se quer diminuíram sua produção para poder atender os usos prioritários estabelecidos em lei.

## MINERODUTOS

A água é o componente principal para o transporte do minério por meio do mineroduto, seja por gravidade ou por bombas e vários componentes químicos estão envolvidos durante o processo, podendo assim contaminar os recursos hídricos. Dependendo da distância percorrida, para que a poupa mineral possa ser transportada, a quantidade de água necessária nesse transporte equivale à mesma quantidade de água destinada ao abastecimento de grandes cidades.

Na escala mundial, os minerodutos não ultrapassam 200 quilômetros de extensão, diferentemente do Brasil que, de acordo com Barcelos et al. (2014), o estado de Minas Gerais se destaca por conter o maior mineroduto do mundo, da Anglo American com 525 km de extensão, percorrendo 33 municípios, de Conceição do Mato Dentro (MG) até São João da Barra (RJ), inserido no contexto do Complexo Industrial e Portuário do Açú. Esse complexo necessita de 2.500 m<sup>3</sup>/h de água para realizar o transporte dos minérios.

Um dos impactos observados e pouco comentado são as alterações nas vazões dos mananciais. A água que é retirada de uma bacia hidrográfica geralmente não volta para a mesma bacia, ocasionando de forma silenciosa a transposição da água, o que resulta na modificação do regime fluvial das drenagens receptoras.

Vale destacar a matéria intitulada como “Água e Mineração: Fatos e verdades” publicada em 10 de fevereiro de 2015 pelo Instituto Brasileiro de Mineração – IBRAM. Nela, é relatado que os minerodutos em operação no estado de Minas Gerais não utilizam os mesmos recursos hídricos destinados ao abastecimento urbano da Região Metropolitana da capital mineira, devido ao fato dos minerodutos não estarem localizados nas bacias dos rios que os abastecem, como dos rios Velhas e Paraopeba sendo estes os principais sistemas de abastecimento daquela região. As captações de água para os minerodutos ocorrem na bacia hidrográfica do rio Doce.

## OTIMIZAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

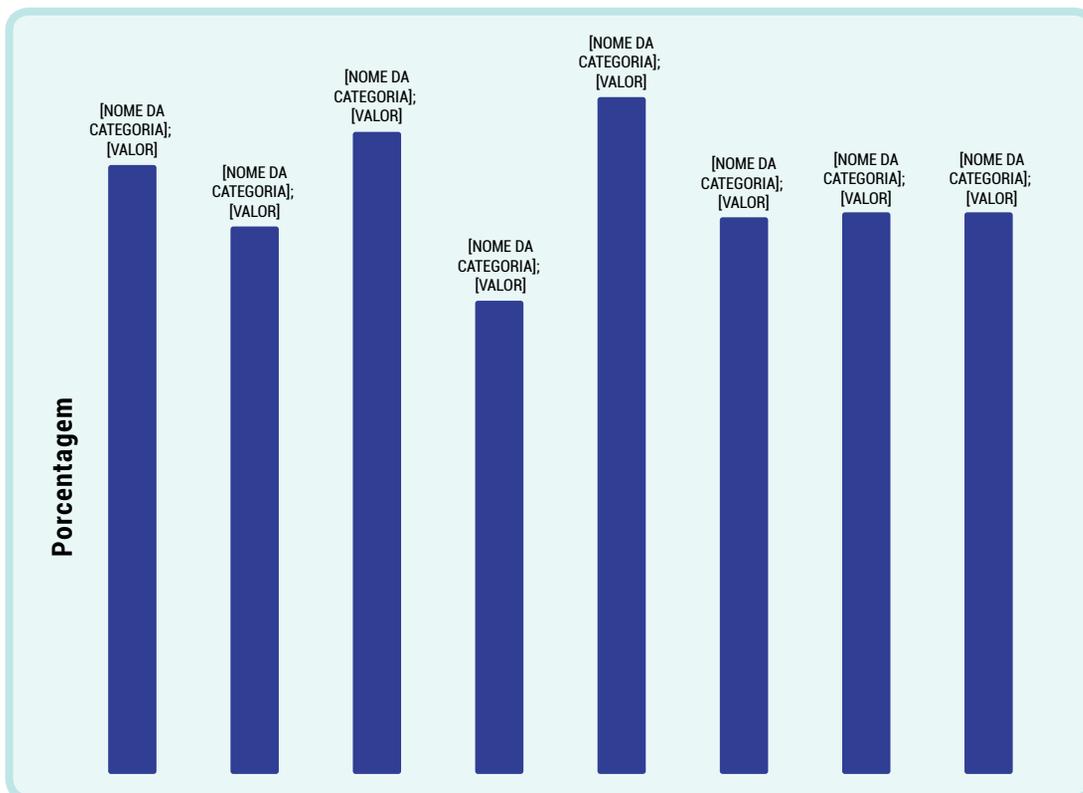
Com o objetivo de se reduzir o impacto das atividades de mineração sobre o meio ambiente, uma política de reutilização de água no processo tem sido incentivada, assim como o aumento das restrições ambientais com a finalidade de obtenção de uma água descartada com características idênticas àquela captada (HESPANHOL, 1997).

Existem minerais que somente após a lavagem do minério extraído é que se consegue realizar a separação entre estéril e minério, para ser posteriormente beneficiado. Dessa forma, torna-se importante ter um planejamento para evitar um desperdício futuro. Só a partir da gestão da água dentro dos processos de mineração é que se conseguirá reutilizar a água ao invés de simplesmente descartá-la.

De acordo com reportagem de Salles (2015), publicada no site do IBRAM, em 13 de fevereiro de 2015, são exemplos de inovação tecnológica que promovem a racionalização do uso da água nos processos produtivos da mineração e diminuição do consumo de água nova, tais como:

- Circuitos fechados de água para o resfriamento no processo de produção, que acabam com a geração de efluentes;
- Diversificação das fontes de água, como captação de água de chuva que, além de diminuir a retirada de água superficial, diminui a energia dispensada com o bombeamento de água de outras fontes;
- Beneficiamento a seco do minério de ferro utilizando-se da umidade do próprio ambiente para o processo de classificação, dispensando-se, com isso, o uso da água e a geração de rejeitos;
- Reaproveitamento da água proveniente das bacias de rejeitos.

Dados publicados na revista especializada In The Mine em 2011, citado pela Conferência Nacional da Indústria (2012), traz informações sobre os índices de reciclagem/recirculação por tipologia de minérios promovidos pelas empresas mineradoras (Figura 1).



**Figura 1.** Índice de reciclagem/recirculação providos por tipologias de minérios.

**Fonte:** CNI(modificado) – 2012.

Medidas como a reciclagem de água para a fase de concentração contribuem significativamente para a redução de água nova. Todavia, antes de simplesmente canalizar e retornar um fluxo de água na usina faz-se necessário um tratamento prévio e devidamente específico, monitorando, por exemplo, a concentração de íons proveniente da dissolução de minerais, turbidez, dureza da água, temperatura, dentre outros fatores influenciáveis no sucesso do reuso desta água (PINTO, 2011). No planejamento das atividades minerais atuais, procura-se aproveitar a água que surge com o aprofundamento das cavas e galerias através do seu bombeamento, cujo aproveitamento pode ser parcial ou até mesmo em sua totalidade no próprio empreendimento da mina (PINTO, 2011).

## CASES DE SUCESSO

### Gerdau – recirculação da água

De acordo com a reportagem publicada no site do IBRAM em 22 de março de 2017, a empresa Gerdau tem uma taxa de recirculação de água em sua operação siderúrgica de 97,5%, uma das maiores do mundo. No ano passado, a empresa investiu R\$ 234 milhões em projetos de melhorias ambientais que também incluem a preservação de água.

Segundo a Gerdau, a gestão da água é um fator tratado com atenção pela empresa, uma vez que a água é um dos recursos naturais essenciais na produção do aço. Na usina da Gerdau no Rio de Janeiro, por exemplo, houve redução da vazão de captação do recurso de 600 para 368 m<sup>3</sup>/h nos últimos dois anos por intermédio de projetos e melhorias internas.

A indústria tem se esforçado em realizar investimentos e práticas operacionais que possibilitam a recirculação da água e a redução do seu consumo, alcançando resultados cada vez mais expressivos. A empresa já recebeu reconhecimentos internacionais pelo projeto de reutilização da água. No Peru, por exemplo, foi agraciada pelo governo local com o “Premio a la Ecoeficiencia Empresarial en la categoría de Gestión del Agua” por ter registrado zero efluentes. No Chile, a unidade da Gerdau é considerada uma das 10 mais sustentáveis do país, segundo o Estudo Anual de Sustentabilidade e Investimentos Responsáveis da Agenda de Líderes Sustentáveis 2020 (Alas 20). A instância reconhece as empresas e profissionais que se destacam por sua liderança nos setores ambientais, sociais e econômicos. Em Carrolton, nos EUA, uma das plantas da Gerdau foi reconhecida com um prêmio de distinção ambiental em 2016 pelo Departamento de Serviços Ambientais da região.

### Votorantim metais – dessalinização da água do mar

Uma alternativa promissora em situações em escassez dos recursos hídricos em que muitos países se encontram é a dessalinização da água do mar. Segundo o Relatório Anual de 2016 da empresa Votorantim Metais, o grupo Votorantim e Milpo fazem parceria com diversas mineradoras

no Peru, no caso da mina Cerro Lindo, região peruana de forte escassez hídrica, 100% da água é captada no mar e fornece água para as atividades da mineração, produção metalúrgica e consumo humano dentro da mineradora.

Utilizando-se deste recurso, as comunidades ribeirinhas se asseguram que a mina Cerro Lindo não represente impacto na disponibilidade dos recursos hídricos, região essa onde as fontes de água são escassas.

### Vale – beneficiamento a seco

A mineradora Vale é responsável pela extração e beneficiamentos de vários minerais tendo como destaque principal para a produção de ferro. Em geral, são utilizadas as barragens para o beneficiamento a úmido do mineral, que utiliza a água para retirar as impurezas que prejudicam a qualidade final do produto. Já no processo a seco, a água é dispensada e não há construção de barragens, o que gera resíduos para o meio ambiente.

No site da mineradora Vale, constam informações a respeito da planta de beneficiamento a seco que a empresa possui. Na planta S11D da Vale em Canáa dos Carajás – Pará, já se tem oito linhas de peneiramento a seco, e como resultado elimina-se o uso anual de 19,7 milhões de metros cúbicos de água (VALE, 2019).



**Figura 2.** Processo de beneficiamento a seco do S11D.

**Fonte:** Vale (2019).

### Sama – reaproveitamento da água das cavas

Existem mineradoras que realizam ações para o reaproveitamento da água das cavas de mineração para a redução do consumo da água em sua operação, como é o caso da Sama Minerações Associadas localizada em Minaçu – Goiás, tendo como extração e beneficiamento o amianto crisotila. No Relatório de Sustentabilidade de 2014 (SAMA MINERAÇÕES S.A, 2014) é apresentado que a mineradora faz a utilização da água presente nas cavas de mineração para a umidificação das pistas e das frentes de minério.

A extração e beneficiamento do amianto requer atenção especial em virtude de sua particularidade operacional tendo como propósito de impedir a emissão de particulados para a atmosfera. Para isso, a mina conta com reservatórios localizados no fundo de duas cavas em operação que, além de fazer a captação das águas subterrânea, capta a água da chuva. Posteriormente a água é transferida para caminhões pipa para ser utilizada na umidificação das pistas e das frentes de lavra (Figura 3).



**Figura 3.** Caminhão de umidificação das frentes de lavra.

**Fonte:** Sama Minerações Associadas (2014).

## POLÍTICA INTERNA NAS MINERADORAS SOBRE A GESTÃO DA ÁGUA

Visão sistêmica e integrada são hoje práticas de um bom gerenciamento. Promover o gerenciamento de longo prazo, a integração com diversos usuários de uma bacia hidrográfica e os estudos de disponibilidade hídrica são fundamentais para garantir a sustentabilidade de um empreendimento mineral. O sucesso do gerenciamento de recursos hídricos está necessariamente ligado ao conhecimento dos recursos disponíveis no entorno do projeto, ao monitoramento do regime dos corpos de água em termos de qualidade e quantidade e ao conhecimento do balanço hídrico do projeto e das bacias hidrográficas em que o empreendimento está inserido (SALLES, 2015).

De acordo com (Agência Nacional de águas – ANA e Instituto brasileiro de Mineração – IBRAM, 2006) através da Lei N° 9.433 de 8 de janeiro de 1997 (BRASIL, 1997), estabelece o conceito de água como bem finito e dotado de valor econômico, definindo assim instrumentos afim de assegurar a gestão dos recursos hídricos. Nessa legislação constam ainda, mecanismos de participação dos usuários de água e de representantes da sociedade, como nos comitês de bacia, uma vez que estas entidades buscam a solução de problemas comunitários, já que, atingindo os recursos hídricos, atinge toda a população e não apenas o governo e empresas privadas, sendo então esse um mecanismo de participação pública, além de demais entidades que atuam em questões hídricas como o Conselho de Recursos Hídricos em âmbitos estadual e nacional, a Agência Nacional de Águas – ANA em âmbito nacional entre outros, os quais juntos forma o Sistema de Gerenciamento dos Recursos Hídricos de cada estado.

As empresas que fazem uso ou, que de alguma forma, alteram esses recursos, como as mineradoras, devem estabelecer internamente políticas ambientais e de recursos hídricos, promovendo ainda estudos, monitoramentos ambientais, a fim de manterem a segurança do empreendimento. Devem ainda estabelecer mecanismos que devem ir além das obrigatoriedades estipuladas em planos de recuperação, EIA-RIMAs, comprometimentos condicionantes de outorgas e de licenciamentos, os quais são ainda ferramentas indispensáveis para quaisquer empreendimentos que alterem o meio ambiente.

As empresas podem ir além das exigências solicitadas na legislação, promovendo parcerias com demais entidades como centros de pesquisa, universidades, a fim de aperfeiçoar o monitoramento e controle das atividades, assegurando o comprometimento da empresa quanto ao meio ambiente e população local, parcerias essas que além de trazer essa segurança para empresa quanto a suas responsabilidades, ainda promove o marketing positivo da empresa, o qual poderia ser ainda recompensado com bonificações em impostos e tributação. De acordo com a ANA e o – IBRAM (2006), essas parcerias podem também iniciar ou intensificar os esforços na construção de parâmetros de sustentabilidade.

Como salientado pela ANA e IBRAM (2006), uma das empresas mineradoras que têm significativa interação com recursos hídricos superficiais e subterrâneos de abrangência nacional é Vale que, fazendo uso dos princípios da Lei N° 9.433 de 1997, na qual se institui a Política

---

Nacional dos Recursos Hídricos (PNRH), e, devido as demandas legais, interna e de responsabilidade ambiental da empresa, criou no dia 04 de fevereiro de 2002, a Política Nacional de Recursos Hídricos e a implementação do Sistema de Gestão de Recursos Hídricos (SGRH), os quais foram formalizados pela Decisão de Diretoria Executiva da mineração (DDE 0044/02).

Dentre os princípios da PNRH encontra-se a manter o SGRH, atendimento a legislação, assegurar qualidade e quantidade de água, desenvolver pesquisas de racionalização de água e minimização de intervenções em recursos hídricos e participar de fóruns relativos à gestão de recursos hídricos. São ainda estabelecidos como instrumentos: o Manual de Gestão dos Recursos Hídricos, o Plano de Gestão de Recursos Hídricos e Programas dos Recursos Hídricos, recursos esse para a implementação de ações decorrentes do SGRH das unidades operacionais.

Na PNRH ainda há o campo de atribuições e responsabilidades que, através de um fluxograma, determina as responsabilidades para cada unidade gerencial com o comprometimento da implantação em todas as unidades do SGRH, onde foram criadas, para cada unidade, as comissões de recursos hídricos, formadas por representantes dos setores de meio ambiente, produção, manutenção, serviços, utilidades, engenharia e jurídica de cada unidade, todos submetidos a treinamento de capacitação de em recursos hídricos.

Além da Vale, algumas outras mineradoras possuem política ambiental interna, como por exemplo, operam com foco na gestão ambiental, certificações, leis, prevenção da poluição, métodos de baixo impacto, reciclagem, uso eficiente dos recursos, redução da emissão de CO<sub>2</sub> entre outros, entretanto se faz necessário ainda à existência de termos dentro das políticas ambientais internas das empresas, com foco no manejo sustentável das bacias hidrográficas, evitando a contaminação e efluentes, redução de vazão, qualidade das águas superficiais e subterrâneas.

## REFERÊNCIAS

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS e INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. A gestão de Recursos Hídricos e a mineração. Brasília. 2006.
- AIRES, U. R., SANTOS, B. S., COELHO, C. D., DA SILVA, D. D., & CALIJURI, M. L. Changes in land use and land cover as a result of the failure of a mining tailings dam in Mariana, MG, Brazil. **Land Use Policy**, n70, p.63-70, 2018.
- ANM. Classificação de Barragens de Mineração, 2019. Disponível em: <http://www.anm.gov.br/assuntos/barragens/planode-seguranca-de-barragens>. Acesso em: 17 mai. 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. NBR 13030. Elaboração e apresentação de projeto de reabilitação de áreas degradadas pela mineração. Rio de Janeiro: 1999.
- ANDRADE, M.C.; SAMPAIO, J.A.; LUIZ, A.B.; ANDRADE, V.L; SANTOS, M.L.P; GRANDCHAMP, C.A.P. A mineração e o uso da água na lavra e no beneficiamento. In: IBRAM – ANA. A Gestão dos Recursos Hídricos e a Mineração. 2006. p. 89-122.
- BARCELOS, E.A.S.; et al. Barragem do Guapiáçu: uma necessidade diante da “crise hídrica” ou mais um negócio suspeito? **Terra Livre**, v.2, n.42, p. 183-204, 2016.
- BERTACHINI, A. C.; ALMEIDA, D. C. O rebaixamento do nível d’água em mineração e obras civis. In: Encontro Nacional de Perfuradores de Poços, Simpósio de Hidrogeologia do Sudeste, 13. 2003, Petrópolis, RJ. Petrópolis: Associação Brasileira de Águas Subterrâneas, 2003.
- BITAR, O. Y. **Avaliação da recuperação de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo**. 1997. 185 p. Tese (Doutorado em Engenharia). Universidade de São Paulo. São Paulo.
- BRASIL. Lei nº 6.938, de 2 de setembro de 1981. Dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF. 1981. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L6938.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L6938.htm)> Acesso: 18 jul. 2016.
- BRASIL. Decreto Nº 97.632 de 10 de abril de 1989. Dispõe sobre a regulamentação do artigo 2º, inciso VIII, da Lei no 6.938 de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, DF. 1989. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/decreto/1980-1989/D97632.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980-1989/D97632.htm)> Acesso: 20 jul. 2016.

- BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Lei dos Recursos Hídricos. 1997. Disponível em: < [http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/leis/L9433.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/L9433.htm)>. Acesso em: 5 Jan. 2019.
- CAMPOS, J. C.; LANDGRAF, P. R. C. Análise da regeneração natural de espécies florestais em matas ciliares de acordo com a distância da margem do lago. **Revista Ciência Florestal**, v.11, n. 2, p.143-151, 2001.
- CAMPOS, M., ALMEIDA, J. D., SILVEIRA, C. B., GATIBONI, L. C., ALBUQUERQUE, J., MAFRA, Á. L. SANTOS, J. P. Impactos no solo provocados pela mineração e depósito de rejeitos de carvão mineral. **Revista de Ciências Agroveterinárias**, 198-205. 2010.
- CIMINELLI, V. S. T. SALUM, M. J. G., RUBIO, J., PERES, Q. E. C. Água e Mineração. In: REBOUÇAS, A. da C. (Org.); BRAGA, B. (Org.); TUNDISI, J. G. (Org.). Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação. 3 ed. São Paulo: Escrituras Editora, 2006.
- CONFERÊNCIA NACIONAL DA INDÚSTRIA (CNI); IBRAM – INSTITUTO BRASILEIRO DE MINERAÇÃO. Mineração e economia verde. Brasília: Confederação Nacional da Indústria, 2012. p.69.
- CUSTODIO, E. Groundwater pollution in Spain: general aspects, **Journal of the Institution of Water and Environmental Management**, v.6, n.4, p.452-458, 1992.
- DE AGUILAR, A. S., & DA SILVA, J. D. Valoração econômica dos serviços ambientais em unidade de proteção integral – Estudo de caso do Monumento Natural da Mãe D’água, Serra da Moeda, Brumadinho/MG: Enfoque recursos hídricos. **XVIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas**. São Paulo. 2014.
- DIAS, C. A., DA COSTA, A. S., GUEDES, G. R., UMBELINO, G. D., DE SOUSA, L. G., ALVES, J. H., & SILVA, T. M. Impactos do rompimento da barragem de Mariana na qualidade da água do rio Doce. **Revista Espinhaço**, p.21-35. 2018.
- DOMINGUES, A. F.; BOSON, P. H. G.; ALÍPAZ, S. A gestão dos recursos hídricos e a mineração. Brasília: Agência Nacional de Águas, Coordenação-Geral das Assessorias; Instituto Brasileiro de Mineração, 2006.
- DRUSCH, M., DEL BELLO, U., CARLIER, S., COLIN, O., FERNANDEZ, V., GASCON, F. MARCHESE, F. B. Sentinel-2: ESA’s optical high-resolution mission for GMES operational services. **Remote Sensing of Environment**, n.120, p.25-36. 2012.
- ESPINDOLA, H. S., CAMPOS, R. B., LAMOUNIER, K. C., & SILVA, R. S. Desastre da Samarco no Brasil: desafios para a conservação da biodiversidade. **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, p.72-100. 2016.
- FARIAS, C. E. G. Mineração e meio ambiente no Brasil: Relatório do CGEE/PNUD, 2002. Disponível em: [http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa\\_pnla/\\_arquivos/minera.pdf](http://www.mma.gov.br/estruturas/sqa_pnla/_arquivos/minera.pdf). Acesso em: 20 fev. 2020.

GOVERNO DO ESTADO DE MINAS GERAIS. Lei N° 12.972, de 21 de janeiro de 2016. Minas Gerais.

GRIFFITH, J. J.; WILLIAMS, D. D. Avaliação da recuperação das áreas, mineradas no Brasil. **Brasil Mineral**, 1989. p. 60-72.

HENRIQUES, A. B., & PORTO, M. F. Mineração, agricultura familiar e saúde coletiva: um estudo de caso na região de Itamarati de Minas – MG. **Physis Revista de Saúde Coletiva**, p.1361-1382. 2015.

HESPANHOL, I. Reuso integrado à gestão de recursos hídricos bases para planejamento, **XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, Vitória, Espírito Santo. 1997.

IBAMA. Laudo Técnico Preliminar sobre Mariana, 2015. Disponível em: <https://am37.files.wordpress.com/2016/01/laudo-preliminar-do-ibama-sobre-mariana.pdf>. Acesso em: 17 mai. 2019.

IBGE. Mapa de biomas do Brasil e mapa de vegetação do Brasil. Rio de Janeiro. 2004.

IBRAM. **Água e mineração: Fatos e verdades**. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 1992. Disponível em: [http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD\\_CHAVE=241456](http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=241456). Acesso em: 17 jun. 2019.

IBRAM. Gerdau reutiliza 97,5% da água da produção siderúrgica. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 1992. Disponível em: [http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD\\_CHAVE=266471](http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=266471). Acesso em: 19 ago. 2018.

INSTITUTO DE PESQUISA ECONÔMICA APLICADA – IPEA. Diagnóstico dos resíduos sólidos da atividade de mineração de substâncias não energéticas. Relatório de Pesquisa, Brasília, 2012. 9p. Disponível em: [http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120814\\_relatorio\\_atividade\\_mineracao.pdf](http://www.ipea.gov.br/agencia/images/stories/PDFs/relatoriopesquisa/120814_relatorio_atividade_mineracao.pdf). Acesso: 15 jun. 2018.

LACAZ, F. A., PORTO, M. F., & PINHEIRO, T. M. Tragédias brasileiras contemporâneas: o caso do rompimento da barragem de rejeitos de Fundão/Samarco. **Revista Brasileira de Saúde Ocupacional**, p.1-12. 2017.

LIMA, M. T. **Regeneração natural nas pilhas de estéril em mineração de calcário, Salto de Pirapora, SP**. 94p. Dissertação (Doutorado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental) – Pós-Graduação em Sustentabilidade na Gestão Ambiental, Universidade Federal de São Carlos, Sorocaba, 2016.

LOPES, L. M. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. **Sinapse Múltipla**, p.1-14. 2016.

MACHI, M. A. & SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. In: **Revista Estudos Avançados**, v.24 n.68, p.209, 2010.

MECHI, A., & SANCHES, D. L. Impactos ambientais da mineração no Estado de São Paulo. **Estudos avançados** 24. 2010.

- MELLER, G. S., Bernardino, A. G., Smaniotto, A. L. A. Mineração x meio ambiente: mitigação de impactos ambientais causados pela mineração a céu aberto de basalto, **Congresso Técnico Científico da Engenharia e da Agronomia** – CONTECC, 2018. Maceió, Alagoas.
- MOURÃO, M. A. **Caracterização hidrogeológica do aquífero Cauê, Quadrilátero Ferrífero**. 2007. 321p. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) – Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte.
- OLIVEIRA, A.P.; LUZ, A.B. Recursos hídricos e tratamentos de águas na mineração. **Série Tecnologia Ambiental**, 24. CETEM / MCT. 36 p, 2001.
- PEREIRA, E. L. **Estudo do potencial de liquefação de rejeitos de minério de ferro sob carregamento estático**. 2005. 210p. Tese (Mestrado em Engenharia Civil, área de concentração: Geotecnia) – Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto.
- PEREIRA, L. F., CRUZ, G. D., & GUIMARÃES, R. M. Impactos do rompimento da barragem de rejeitos de Brumadinho, Brasil: uma análise baseada nas mudanças de cobertura da terra. **Journal of Environmental Analysis and Progress**. n.04(02), p.122-129. 2019.
- PEREIRA, V. G., BELLEZE, G., BATTISTONK, K. D., PEREIRA, S. B., & PIMENTA, C. A. O potencial da agricultura familiar das comunidades rurais atingidas pela mineração nos municípios de Alvorada de Minas, Conceição do Mato Dentro e Dom Joaquim: os entraves para o desenvolvimento rural em bases sustentáveis. **Conference Paper**. 2016.
- PINTO, A. A. M. **Estudo da Captação, Uso Industrial e Readequação da Água no Processamento Mineral**. 2011. 56p. Monografia – Curso de Especialização em Engenharia de Recursos Minerais – CEERMIN. Universidade Federal de Minas Gerais.
- RITCEY, G.M. Tailings Management – Problems and Solutions in the Mining Industry, **Elsevier Science Publishers B.V.**, 970p. 1989.
- ROUSE, J. W., HAAS, R. H., SCHELL, J. A., & DEERING, D. W. Monitoring vegetation systems in the Great Plains with ERTS. **Third ERTS Symposium**, p.309-317. 1973.
- SALLES, C. Gestão sistêmica e integrada de recursos hídricos na indústria da mineração: uma nova abordagem. Disponível em: [http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD\\_CHAVE=241628](http://www.ibram.org.br/150/15001002.asp?ttCD_CHAVE=241628)>. Acesso em: 08 jun. 2019.
- SAMA MINERAÇÕES S.A. Relatório de Sustentabilidade 2014. Disponível em: <http://www.sama.com.br:81/port/>. Acesso em: 15 Agos. 2017.

- SÁNCHEZ, L. E. Recuperação de Áreas Degradadas: Um campo multidisciplinar de pesquisas – Seminário UNESP Rio Claro, 2006. Disponível em: [https://social.stoa.usp.br/articles/0016/3866/RAD\\_um\\_campo\\_multidisciplinar\\_de\\_pesquisas\\_Rio\\_Claro\\_2006.pdf](https://social.stoa.usp.br/articles/0016/3866/RAD_um_campo_multidisciplinar_de_pesquisas_Rio_Claro_2006.pdf). Acesso: 05 abr. 2019.
- SEPE, J., & SALVADOR, N. N. Impactos da Mineração e Conflitos pelo uso da água com as atividades agrícolas de pequeno porte. Araraquara. 2018.
- SHRESTHA, R.; LAL, R. Changes in physical and chemical properties of soil after surface mining and reclamation. **Geoderma**, v.161, p.168-176, 2011.
- SILVA, JP. S. Impactos ambientais causados por mineração. **Revista Espaço da Sophia**. n. 8. 13p, 2007.
- SILVA, A. B.; NETO, A. F. S.; BERTACHINI, A. C. Potencial de águas subterrâneas do quadrilátero ferrífero. In: **Congresso Brasileiro de águas subterrâneas, 8**. Recife: ABAS, 1994, p.264-273.
- SILVA, F. J. **Conflito de uso em Área de Proteção Ambiental: Água, Mineração e agricultura**. 2002. 175p. Tese (Doutorado em Ciências Humanas) – Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis.
- SILVA, J. S. Impactos ambientais causados por mineração. **Revista Espaço da Sophia**. 2007
- SILVA, S. R., PROCÓPIO, S. O., QUEIROZ, T. F., & DIAS, L. E. Caracterização de Rejeito de mineração de Ouro para Avaliação de Solubilização de Metais Pesados e Arsênio e Revegetação. **Bras. C. Solo**, p.189-196, 2004.
- SIQUEIRA, L. P. E aí Governador, é Água ou Mineroduto? Disponível em: <http://www.viomundo.com.br/denuncias/em-minas-e-ai-governador-e-agua-ou-mineroduto.html>. Acesso em: 18 jul. 2017.
- VALE S.A. Saiba mais sobre o processo de beneficiamento a seco do Projeto S11D. Disponível em: <http://www.vale.com/brasil/pt/aboutvale/news/paginas/saiba-mais-sobre-processo-beneficiamento-seco-projeto-s11d.aspx>. Acesso em: 24 jan. 2019.
- VASCONCELOS, R. F., Vasconcelos, S. C. S., Fiquini, A., Vasconcelos, C. I. S., DE Lima, S. M. Proposta de medidas mitigatórias em áreas de mineração em município do estado da Paraíba, **XXIX Encontro Nacional de Engenharia de Produção**, 2009, Salvador, Bahia.
- VIRGILI, J. C.; VIANNA, A. P. P. Gestão Integrada de Águas Superficiais e Subterrâneas para Empreendimentos Minerários. 1 **St Joint World Congress on Groundwater**. Fortaleza: [s.n.]. 2000. p. 9.
- VOTORANTIM METAIS. Relatório Anual Votorantim Metais, 2016. Disponível em: <http://relatoriovmetais.com.br/2016/ambiental/>. Acesso em: 25 fev. 2019.

---

# PROPOSTA DE ÍNDICE PARA AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DE ÁGUA EM AMBIENTES LÓTICOS: ESTUDO DE APLICAÇÃO NO CÓRREGO GAMELEIRA, UBERABA/MG

Afonso Pelli; Marcelo Mattos Pedreira;  
Ana Rita Marinho Machado & Fagner de Souza

## INTRODUÇÃO

O uso de bioindicadores em estudos de qualidade de água constitui importante ferramenta para a caracterização dos ambientes. Este princípio tem sido utilizado visando também a avaliação de impactos e estresses ambientais de origem antrópica (JUNQUEIRA e HECKMAN, 1998; HONORATO e PELLI, 2011).

O fato de alguns grupos serem bioindicadores, em especial do zoobentos, em ambientes lóticos, se deve à limitada capacidade locomotora, facilitando a análise espacial do efeito causado por poluentes, ao mesmo tempo em que demonstra habilidade em colonizar novos ambientes. Além disto, são afetados por perturbações ambientais em diferentes tipos de ambientes aquáticos e o grande número de espécies envolvidas oferece largo espectro de resposta a estresses ambientais (ROSENBERG e RESH, 1993).

Townsend e Riley (1999) argumentam que o monitoramento é uma ferramenta eficiente, ao lado dos índices de qualidade de água, que podem dar embasamento, em diferentes escalas, ao manejo adequado dos recursos hídricos.

Boulton (1999) faz uma revisão sobre o conceito de saúde dos rios e apesar das dificuldades apontadas, acredita que índices são essenciais, pois podem ser compreendidos pela sociedade e evocam a mesma a participar do processo. Segundo o autor, a dificuldade está na escolha de quais parâmetros são importantes e quais realmente refletem as complexas condições ambientais em diferentes escalas. Ainda perdura a dúvida se variáveis, como densidade, concentração e abundância de espécies, são mais importantes que processos, como ciclagem de nutrientes e taxas de produção e consumo.

Infelizmente, muitos índices não possuem valor ecológico ou força para predições. A constituição de um índice depende de 1) uma seleção de variáveis em divergentes perspectivas (química *versus* biológica); 2) uma escolha baseada em tendências pessoais; 3) a adoção de uma única variável,

melhor desenvolvida, mas que engloba outros parâmetros (como a idéia de variável guarda-chuva); e 4) a síntese que envolve diversas perspectivas (BOULTON, 1999). Segundo o autor, um índice adequado deve ponderar os macroinvertebrados e valores humanos. Em inúmeros trabalhos, os macroinvertebrados retratam o ambiente, e este parâmetro é reflexo de um conjunto complexo de variáveis. Outro aspecto fundamental é a simplicidade. Um bom índice com certeza deve ser claro, conciso, de fácil compreensão. Ainda segundo Boulton (1999), nenhum parâmetro isolado (físico, químico ou biológico) possui o poder de refletir as verdadeiras condições de um ambiente complexo.

Os organismos aquáticos podem se deslocar ativamente ou podem ser carreados pela força da água (WILZBACH e CUMMINS, 1989). Como resultado do efeito de deriva, os ambientes lóticos à jusante, em maior ou menor escala, são colonizados com organismos característicos de ambientes diferentes. A colonização por zoobentos é um evento dependente de vários fatores aleatórios. Por exemplo, Glime e Clemons (1972) concluíram que a colonização pelo perifíton é uma forma de adequar o substrato, sendo este um possível determinante na taxa de colonização da macrofauna.

Patrick (1982), em analogia às observações feitas por Simberloff e Wilson (1969), diz que a recolonização de “ilhas” ou “patch” feitas por artrópodes resulta em fauna mais diversa. Os novos imigrantes são espécies denominadas por comuns. Essas novas espécies são aquelas que apresentam grande potencial biológico em ambientes em estágios iniciais de sucessão (DIAMOND, 1982). Em ambientes estáveis e maduros, espécies comuns são substituídas paulatinamente por guildas de especialistas cogenéricos ou relacionados, desde que haja uma fonte ou “continente” próximo, grande o suficiente para abrigar especialistas. Entretanto, as espécies fugitivas ou oportunistas, que se caracterizam pela elevada capacidade de dispersão e elevado potencial reprodutivo, conseguem se refugiar em ambientes perturbados ou pequenos o suficiente para inviabilizar a instalação de especialistas.

O interessante é trabalhar com a comunidade e não com espécies indicadoras. A substituição de espécies, predita pela teoria de estruturação de comunidades dinâmicas ou Teoria de Biogeografia de Ilhas (Mac ARTHUR e WILSON, 1967; SCHOENER, 1983), fornece uma adequada explicação para a ausência de algumas espécies indicadoras em alguns momentos, especialmente quando o objeto de estudo apresenta ciclo de vida relativamente curto para o pesquisador.

O sudeste brasileiro apresenta elevada taxa de ocupação, com conseqüente avanço de ações nocivas sobre o ambiente. Pior que a elevada taxa de ocupação é o investimento dado aos recursos naturais, utilizados até então como bens sempre renováveis e muitas vezes sem valor comercial. Não existe a preocupação com a manutenção da qualidade de água dos rios à jusante. Esta situação não é diferente no Triângulo Mineiro, onde Veredas cedem espaço ao agronegócio ou mesmo a urbanização.

Courtney e Clements (1998), trabalhando com o efeito de fatores estressantes na comunidade bentônica em microcosmos, observaram que Plecoptera e Trichoptera são mais resistentes a metais (Cd, Cu e Zn) quando comparados aos Ephemeroptera, sensíveis não só a metais, mas à acidificação do meio. Os autores citam ainda que a deriva pode ser um melhor indicativo de estresse que a mortalidade, já que a resposta comportamental ocorre antes que efeitos fisiológicos sejam severos.

Patrick (1959) e Pelli e Barbosa (1998) ponderam que o padrão de colonização parece ser mais influenciado pela história de vida dos organismos e fatores ambientais do que por fatores aleatórios, como deriva. Em experimentos de adição de sedimento Rosemberg & Wiens (1978), observaram que a deriva de animais zoobentônicos acentua-se marcadamente com o acréscimo de sedimento a rios. Como observado por Patrick (1959), Hynes (1975) e Tevesz (1978), os predadores aparecem posteriormente no processo de colonização; ao contrário, Chironomidae são hábeis em colonizar novos ambientes e habitam uma grande variedade de ambientes aquáticos diferentes, são tolerantes a grandes variações ambientais e são pioneiros na colonização de substratos artificiais. Na ausência de competição, os pioneiros podem rapidamente aumentar em densidade nos estágios iniciais de sucessão. Partindo deste princípio, pode-se dizer que a ausência de níveis tróficos superiores, associada à abundância relativa de organismos representantes de níveis tróficos inferiores é consequência de um ambiente que sofre perturbação.

As causas dos distúrbios naturais que alteram parcelas da comunidade zoobentônica são diversificadas. É bem provável que a estrutura e dinâmica das comunidades de água doce estejam fortemente relacionadas com a frequência dos distúrbios.

Segundo Moulton (1998), existe uma grande controvérsia quanto à utilização de índices baseados na comunidade biológica e em algoritmos estatísticos. O autor pondera que métodos incorporando informações biológicas são mais adequados que aqueles que escapam desta abordagem. Entretanto, inúmeros autores já salientaram os efeitos de alguns poluentes, como elementos químicos, em organismos (WEIS, 1980; GRANT et al., 1989; PATEL & KALIWAL, 1989; THAKER et al., 1996). Seria porta tanto razoável desenvolver um índice que englobasse mais de um princípio, como apenas parâmetros biológicos ou físico-químicos.

É essencial estabelecer critérios de qualidade de água com base na comunidade bentônica e variáveis físico-químicas; desta forma esta é a abordagem do presente estudo; que também se justifica pela potencialidade do córrego Gameleira ser um dos responsáveis, a médio e longo prazo, pela eutrofização cultural do reservatório de Volta Grande.

O objetivo deste trabalho foi determinar as variáveis físicas e químicas que poderiam ser utilizadas para tipificar o ambiente, relacioná-las à comunidade bentônica e, a partir disto, estabelecer critérios para inferir sobre a qualidade da água, a partir de novo índice de integridade do ambiente, que integre diferentes tipos de variáveis: físico-química da água, parâmetro microbiológico, macroinvertebrados bentônicos e elementos.

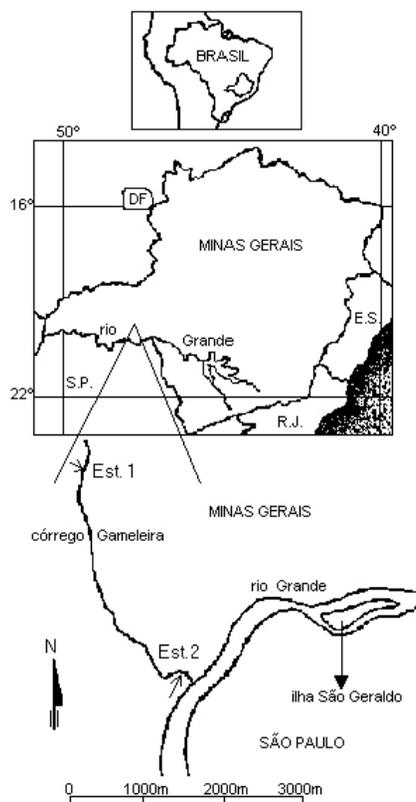
Dentre os elementos citam-se alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, potássio, prata, titânio, vanádio, zinco, antimônio, arsênio e selênio para a água e prata, alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, potássio, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, sódio, níquel, chumbo, estanho, titânio, vanádio, zinco, ferro, mercúrio, antimônio, arsênio e selênio no sedimento.

## Localização e descrição das estações de amostragem

O córrego Gameleira tem suas nascentes em área de vereda. Localiza-se ao norte do município de Uberaba. Suas águas correm em direção ao rio Grande, que neste trecho é divisa entre os estados de Minas Gerais e São Paulo. Três pequenas represas foram construídas no córrego Gameleira, sendo estas de pequeno porte, com reduzida profundidade média e em área de vereda (área de preservação permanente). Mais de um terço do curso do córrego é área de vereda, sendo que parte deste não apresenta curso d'água definido nem espelho d'água. Na bacia do córrego Gameleira, foram demarcadas 2 estações de amostragem (Tabela 01 e Figura 01).

**Tabela 01.** Localização geodésica das estações de amostragem no córrego Gameleira, em Uberaba/MG.

| Estações de amostragem | localização geodésica no globo terrestre |
|------------------------|--|
| Estação 1              | 19° 57' 15" S 47° 53' 59" W              |
| Estação 2              | 20° 00' 35" S 47° 52' 30" W              |



**Figura 01.** Localização das estações de amostragem na bacia do córrego Gameleira, em Uberaba/MG.

A primeira estação de amostragem, demarcada como Estação 1 é na realidade um canal aberto na vereda para formação de um poço, servindo este para dessedentação de animais. O local de amostragem foi demarcado a montante do poço de dessedentação de animais. Esta estação apresenta calha central lenta, com pouca correnteza. A largura aproximada é de 0,5 m. O substrato é arenoso – argiloso. A ocorrência de perifíton, pode ser considerado como consequência de um ambiente estável, com pouco deslocamento de partículas e transporte de sólidos. A vegetação ciliar, apesar de pouco preservada, apresenta boa cobertura.

Na estação de amostragem localizada no córrego Gameleira, a jusante do Distrito Industrial III de Uberaba (Estação 2); a largura aproximada é de 4 m, com área de remanso de 5%, aproximadamente. O substrato é arenoso-argiloso com abundante matéria orgânica em decomposição.

### Parâmetros físicos químicos e climatológicos

Os dados referentes às variáveis climáticas foram cedidos pela Companhia Energética de Minas Gerais (CEMIG). Foram utilizados dados de um posto evaporimétrico que se localiza na Estação de Pesquisa e Desenvolvimento Ambiental de Volta Grande, no município de Conceição das Alagoas / MG, referentes aos meses de coleta. Também foram utilizados dados de uma série histórica compreendida entre outubro de 1985 e fevereiro de 2001; neste caso foram utilizados os valores referentes à média de temperatura do ar e somatório da pluviosidade.

Todas as análises foram realizadas a partir de amostras de água coletadas na superfície e de sedimento. As coletas foram realizadas no período da manhã, padronizando assim as interferências decorrentes do ciclo diário (Pelli et al., 1997a e b). Foram realizadas coletas em fevereiro, março, abril, junho, agosto, outubro e dezembro de 1999 e fevereiro de 2000.

Foram mensurados os parâmetros: temperatura do ar, pH, condutividade elétrica, temperatura da água, salinidade, turbidez, alcalinidade total, sólidos totais, nitrogênio amoniacal, nitrogênio total e fósforo total, óleos e graxas, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio e coliformes totais. Foram mensurados na água os elementos: alumínio, antimônio, arsênio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, ferro, lítio, magnésio, manganês, mercúrio, molibdênio, níquel, potássio, prata, selênio, titânio, vanádio e zinco. Para o sedimento foram realizadas análises de porcentagem de matéria orgânica, granulometria e além dos elementos mencionados para a água, também foram mensurados o cálcio e sódio.

A temperatura do ar foi medida na sombra com auxílio de um termômetro com precisão de 0,1° C. As determinações do pH, condutividade elétrica, temperatura da água, salinidade e turbidez foram feitas *in situ* com a Sonda Horiba modelo U 10. A alcalinidade foi medida por titulação potenciométrica, usando-se ácido sulfúrico 0,01 N como titulante e pH final de 4,35.

A análise de sólidos totais foi realizada por evaporação da amostra em banho maria e gravimetria (APHA, 1998). As determinações de ferro total foram feitas pelo método da fenantrolina, utilizando curva-padrão com titrisol (Merck) e reagente Aquaquant da Merck 14404 (APHA, 1998).

Nitrogênio amoniacal e total e fósforo total foram mensurados segundo as técnicas descritas em Mackereth et al. (1978). As curvas-padrão somente foram aceitas quando o  $r^2$  fosse superior a 0,96; sendo considerado o Princípio de Beer-Lambert (NECKEL et al., 2013). Óleos e graxas foram mensurados pelo método de extração Foxhlet (APHA, 1998).

O oxigênio dissolvido foi medido através da técnica de Winkler, modificada por Pomeroy e Kirchman (1945) e de acordo com Mackereth et al. (1978). A demanda bioquímica de oxigênio foi feita pelo método de Winkler em estufa a 20° C por cinco dias. Os coliformes foram determinados pelo método de tubos múltiplos (APHA, 1998).

Alguns parâmetros, considerados como básicos foram mensurados em todas as coletas, outros, de interesse específico, foram feitos com o objetivo de fornecer uma visão mais ampla do ambiente, ou quando houve suspeita de interferências, que poderiam ser verificadas por estes parâmetros. Sendo assim, apenas temperatura do ar e da água, pH, turbidez, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, fósforo total, e oxigênio dissolvido foram mensurados em todas as campanhas. Os demais parâmetros foram medidos entre uma e cinco vezes, conforme interesse.

## Elementos totais

A coleta de amostras de sedimento foi realizada com uma concha de mão com raio de 7,25 cm. Foram realizadas, para as análises físicas e químicas duas amostragens distintas: uma para porcentagem de matéria orgânica e granulometria e outra para elementos, sendo coletadas três amostras, homogeneizadas e então retirada alíquota. As amostras foram resfriadas até o momento da análise. Como conservante foi utilizado formol nas amostras de sedimento e 2,5 ml de ácido nítrico para um litro de amostra de água destinada a análise de elementos.

A determinação dos elementos totais na água foi realizada pelo método ICP (“inductively coupled plasma”) com digestão prévia em Água Régia (3:1, ácido clorídrico e ácido nítrico), segundo APHA (1998). Foram mensurados na água os elementos: alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cádmio, cálcio, chumbo, cobalto, cobre, cromo, estanho, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, níquel, potássio, prata, titânio, vanádio e zinco. As determinações de mercúrio foram feitas por absorção atômica com geração de vapor frio. Antimônio, arsênio e selênio também foram quantificados por absorção atômica, porém através da geração de hidretos (CLESCERI et al., 1998).

Para a determinação de elementos do sedimento foram realizadas análises, após digestão triácida, dos elementos prata, alumínio, bário, berílio, bismuto, boro, cálcio, cádmio, cobalto, cromo, cobre, ferro, potássio, lítio, magnésio, manganês, molibdênio, sódio, níquel, chumbo, estanho, titânio, vanádio e zinco. Estas determinações foram realizadas pelo método ICP, com chama física de argônio. A determinação de ferro em sedimento foi realizada através da Fluorescência de Raios-X após fusão com tetraborato de lítio. As determinações de mercúrio,

antimônio, arsênio e selênio, no sedimento, foram realizadas como descrito anteriormente para amostras de água, porém uma alíquota de 1 grama da amostra sofreu “abertura” prévia, em meio ácido, a 150° C (APHA, 1998).

## Granulometria e porcentagem de matéria orgânica

Para a análise de granulometria, as amostras foram secas durante 48 horas em estufa a 50° C. Esta temperatura foi escolhida para não modificar os argilo-minerais sensíveis a temperaturas elevadas. As porções maiores que 0,053 mm, secas em estufa, foram peneiradas em um aparelho agitador magnético (Bertel), na intensidade de vibração 6, por 30 minutos (APHA, 1998; Suguio, 1973). A classificação de grãos utilizada é apresentada na Tabela 2.

**Tabela 2.** Peneiras granulométricas utilizadas e classificação dos grãos.

| Peneiras (escala mm) | Classificação dos Grãos (Denominação) |
|----------------------|---------------------------------------|
| 1,18                 | Areia Muito Grossa                    |
| 0,417                | Areia Grossa                          |
| 0,208                | Areia Média                           |
| 0,125                | Areia Fina                            |
| 0,053                | Areia Muito Fina                      |

A matéria orgânica foi determinada através de maceração de uma alíquota de 0,5 gramas da amostra seca, e incinerada em cadinhos de porcelana, a 600° C durante três horas. O resultado foi obtido pela diferença entre o peso seco da amostra inicial e o peso das cinzas originadas da combustão da mesma, e expresso em porcentagem de peso seco.

## Comunidade bentônica

A comunidade bentônica foi amostrada com o auxílio de um coletor, constituído de uma concha de mão com malha de 0,3 mm e raio de 7,25 cm, conforme o método de “dipping”. Em cada campanha foram tomadas 3 amostras ao acaso. As coletas de amostras biológicas foram realizadas concomitantemente com as amostragens dos outros parâmetros. As densidades foram calculadas através de uma regra de três simples, baseando-se na área da concha e no número de indivíduos coletados (MERRIT, CUMMINS, 1988).

O material foi retirado da água, tomando-se cuidado para minimizar as perdas, acondicionado em sacos plásticos e fixado no momento da coleta com solução aquosa de formol, com concentração final de aproximadamente 10%. No laboratório, após tamisação, com peneira inferior de malha igual a 0,30 mm, o material foi triado e identificado com o auxílio de um estereomicroscópio. Após a lavagem e triagem do material, este foi conservado em

álcool 80% e posteriormente identificado e contado. A densidade foi expressa em números de indivíduos por m<sup>2</sup>.

Foram utilizadas as chaves taxonômicas de Merrit e Cummins (1988), Edmondson (1959) e Borror e DeLong; além de Ruppert e Barnes (1994) e Margulis e Schwartz (2001).

Para avaliação da qualidade da água, através da fauna zoobentônica foram utilizados os índices riqueza, densidade total, índice EPT e índice de diversidade de Simpson, conforme Magurran (1988); Junqueira e Campos (1998) e (CAIRNS e PRATT, 1993).

A proporção entre a soma de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade na forma inversa, segundo Graça (1985) é um parâmetro capaz de indicar as condições ambientais. O índice de similaridade de Jaccard foi calculado com base em Magurran (1988).

Segundo o Dr. R. Henry (com. pes., 1999) e Leung et al. (2000), flutuações assimétricas são bons indicativos de estabilidade dos sistemas biológicos. Com base neste princípio, foi calculado o coeficiente de variação de alguns parâmetros da comunidade bentônica, conforme a seguinte equação:

$$(X_i - X_{i+1}) / \text{média anual}$$

Onde:  $X_i$  = valor de um determinado parâmetro no enésimo mês;

$X_{i+1}$  = valor do mesmo parâmetro no mês consecutivo ao mês  $i$ .

Na tentativa de estabelecer padrões gerais para a comunidade bentônica, foram realizadas regressões múltiplas dirigidas (método de Stepwise), sendo as variáveis explicatórias, os parâmetros físico-químicos analisados. Para as análises foram utilizados apenas os conjuntos de dados das campanhas que apresentavam todas as variáveis por coleta.

Foram realizadas transformações em duas variáveis. O oxigênio dissolvido foi analisado em mg/l e em porcentagem de saturação e o pH foi analisado na forma tradicional e através do artifício de anti log, utilizando assim as concentrações dos íons H<sup>+</sup>. As análises de stepwise foram realizadas segundo Draper e Smith (1981).

## RESULTADOS

Quanto ao sedimento, a análise do Teste t de Student revelou diferenças significativas entre as estações de amostragem. A Estação 1 apresenta o sedimento predominado pelas partículas maiores, sendo esta diferença estatisticamente significativa em algumas frações do sedimento.

A análise de variância, realizada através do Teste t de Student não identificou diferença significativa entre as estações quanto ao teor de matéria orgânica expressa em porcentagem (%MO ou perda de peso por ignição). O sedimento da Estação 1 apresenta teor de MO maior que aquele da Estação 2. A média de %MO nas análises do sedimento da Estação 1 foi de 9,2%, enquanto aquela da Estação 2 foi 7,2%.

## Comunidade bentônica

A análise da comunidade bentônica revelou fauna composta por 53 *Taxa* (Tabela 3), distribuídos em seis Filos e 18 Ordens. Os insetos foram o grupo com maior número de espécies registrados, com 20 Famílias. As demais Ordens apresentaram riqueza bem inferior; Arachnida foi representada por 3 Famílias, seguida de Rhizopodea, Gastropoda e Crustacea com duas Famílias e, com uma Família, as Ordens Turbellaria, Bivalvia, Oligochaeta, Hirudinea, Anura e o Filo Nematoda. Foram registrados 43 *taxa* na Estação 1, qualitativamente mais rica que a Estação 2, com apenas 20 *taxa*. O índice de similaridade de Jaccard foi baixo, equivalente a 0,16.

**Tabela 3.** Lista total de espécies coletadas, em amostras qualitativas, nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, Delta/MG, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

| Filo            | Classe      | Ordem          | Família         | Espécie                            | Est. 01 | Est. 02 |
|-----------------|-------------|----------------|-----------------|------------------------------------|---------|---------|
| Sarcodina       |             |                |                 |                                    |         |         |
|                 | Rhizopodea  |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             | Testacida      |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Microcoryciidae | <i>Cyclopyxis impressa</i> (Daday) | x       | x       |
|                 | Lobosia     |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             | Arcellinida    |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Diffugiidae     | <i>Diffugia urceolata</i> Carter   | x       | x       |
| Platyhelminthes |             |                |                 |                                    |         |         |
|                 | Turbellaria |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             | Tricladida     |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                |                 | Tricladida 1                       | x       |         |
| Nematoda        |             |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                |                 | Nematoda 1                         | x       | x       |
| Mollusca        |             |                |                 |                                    |         |         |
|                 | Gastropoda  |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             | Basommatophora |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Ancylidae       | Ancylidae 1                        |         | x       |
|                 |             | Mesogastropoda |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Thiaridae       | <i>Melanoides</i> sp.              | x       |         |
|                 | Bivalvia    |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             | Veneroida      |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Sphaeriidae     | Sphaeriidae 1                      | x       |         |
| Annelida        |             |                |                 |                                    |         |         |
|                 | Oligochaeta |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                | Tubificidae     | <i>Limnodrilus hoffmeisteri</i>    | x       | x       |
|                 | Hirudinea   |                |                 |                                    |         |         |
|                 |             |                |                 | Hirudinea 1                        | x       | x       |

| Filo       | Classe    | Ordem       | Família            | Espécie  | Est. 01 | Est. 02 |
|------------|-----------|-------------|--------------------|--|---------|---------|
| Arthropoda |           |             |                    |  |         |         |
|            | Arachnida |             |                    |  |         |         |
|            |           | Prostigmata |                    |  |         |         |
|            |           |             | Unicolidae         | <i>Neumania</i> sp.                                | x       |         |
|            |           |             | Arrenuridae        | <i>Arrenurus</i> sp.                               | x       |         |
|            |           |             | Umonicolidae       | <i>Konikea</i> sp.                                 | x       |         |
|            | Crustacea |             |                    |  |         |         |
|            |           | Ostracoda   |                    |  |         |         |
|            |           |             |                    | Ostracoda 1  | x       |         |
|            |           | Cyclopoida  |                    |  |         |         |
|            |           |             | Cyclopodidae       | <i>Eucyclops</i> sp.                               |         | x       |
|            | Insecta   |             |                    |  |         |         |
|            |           | Collembola  |                    |  |         |         |
|            |           |             | Isotomidae         | <i>Isotoma (Desoria) cf. fideli</i><br>R & I, 1962 |         | x       |
|            |           | Odonata     |                    |  |         |         |
|            |           |             | Libellulidae       | <i>Pantala flavescens</i><br>(Fabricius, 1798)     | x       |         |
|            |           | Hemiptera   |                    |  |         |         |
|            |           |             | Belostomatidae     | <i>Belostoma plebejum</i> (Stål,<br>1858)          | x       |         |
|            |           |             | Corixidae          | <i>Sigara (T.) chrostowskii</i><br>Jaczewski, 1927 | x       |         |
|            |           |             |                    | <i>Tenagobia incerta</i><br>Lundblad, 1928         | x       | x       |
|            |           |             | Nepidae            | <i>Ranatra heydeni</i><br>Montandon, 1909          | x       |         |
|            |           |             | Mesoveliidae       | <i>Mesovelia amoena</i> Uhler,<br>1894             |         | x       |
|            |           |             | Mesoveliidae       | <i>Mesovelia mulsanti</i> White,<br>1879           | x       |         |
|            |           | Trichoptera |                    |  |         |         |
|            |           |             | Hydroptilidae      | <i>Oxyethira</i> sp.                               | x       |         |
|            |           |             | Polycentropodidade | Polycentropodidade 1                               | x       |         |
|            |           | Coleoptera  |                    |  |         |         |
|            |           |             | Hydrophilidae      | <i>Tropisternus</i> sp. 1                          |         | x       |
|            |           |             |                    | <i>Berosus</i> sp.                                 |         | x       |
|            |           |             |                    | <i>Crenitis</i> sp.                                |         | x       |
|            |           |             | Dytiscidae         | Hydroporinae 1                                     | x       | x       |
|            |           |             | Noteridae          | Noteridae 1  |         | x       |
|            |           |             | Carabidae          | Carabidae 1  | x       |         |

| Filo | Classe | Ordem   | Família         | Espécie                              | Est. 01 | Est. 02 |
|------|--------|---------|-----------------|--------------------------------------|---------|---------|
|      |        | Diptera |                 |                                      |         |         |
|      |        |         | Ceratopogonidae | <i>Culicoides</i> sp.                | x       | x       |
|      |        |         |                 | <i>Monohelea</i> sp.                 | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Probezzia</i> sp. 1               | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Probezzia</i> sp. 2               | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Atrichopogon</i> sp.              | x       |         |
|      |        |         | Chironomidae    | <i>Clinotanypus</i> sp.              | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Ablabesmyia</i> sp.               | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Procladius</i> sp.                | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Larsia</i> sp.                    | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Fittkaumyia</i> sp.               | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Chironomus</i> sp.                | x       | x       |
|      |        |         |                 | <i>Cladopelma</i> sp.                | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Goeldichironomus holoprasinus</i> |         | x       |
|      |        |         | Dolichopodidae  | <i>Dolichopodidae</i> sp.            | x       |         |
|      |        |         | Ephydriidae     | Ephydriidae sp.                      | x       |         |
|      |        |         | Tabanidae       | <i>Chysops</i> sp1.                  | x       |         |
|      |        |         |                 | <i>Chysops</i> sp2.                  | x       |         |
|      |        |         | Tipulidae       | <i>Limnophila</i> sp.                | x       |         |
|      |        |         | Culicidae       | Culicidae 1                          | x       |         |

Segundo Plafkin et al. (1989), cabeceiras ou nascentes de rios são pouco produtivas, sendo caracterizadas por baixa abundância e riqueza de *taxa* nestes ambientes. Estes autores afirmam, ainda, que mudanças na comunidade bentônica em relação a um ponto de referência são indicativos de “stress” ou danos ambientais; ainda segundo Muhar & Jungwirth (1998), um sítio de referência natural é a única forma de reconhecer alterações no ambiente. Com base neste princípio as estações foram demarcadas antes e após o córrego Gameleira sofrer influência do Distrito Industrial III de Uberaba.

Collembola foi um grupo exclusivo da Estação 2, enquanto Tricladida, Hydracarina, Crustacea, Odonata, Trichoptera e Anura foram amostrados somente na Estação 1.

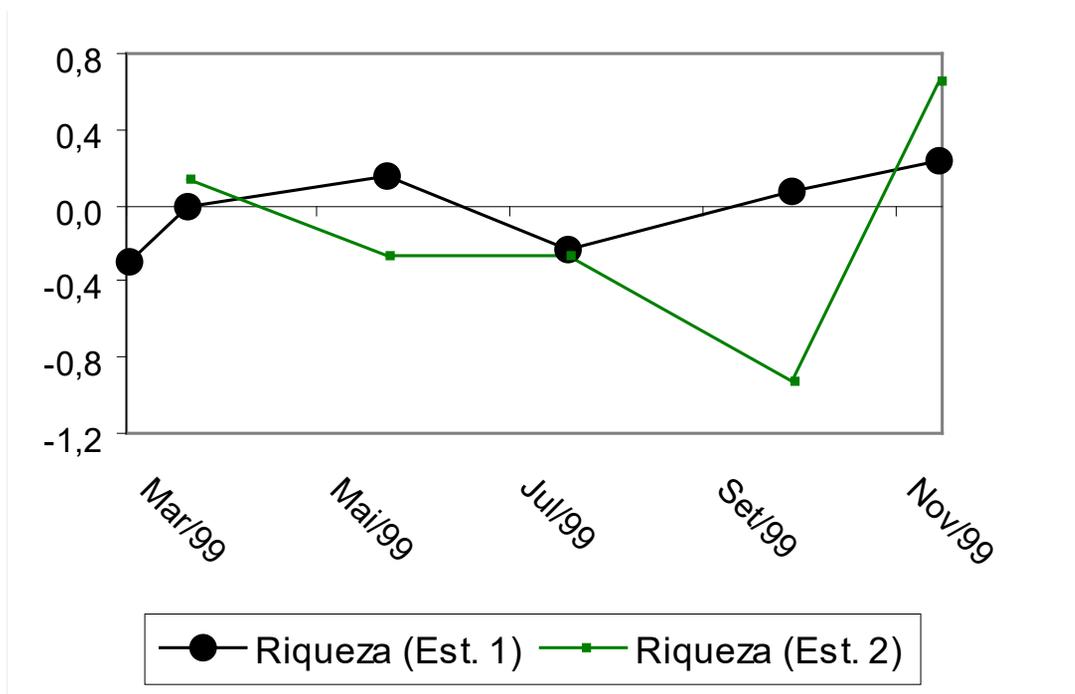
Apesar da identificação dos Chironomidae ter sido feita a nível genérico, nas contagens nem sempre foi possível esta distinção, pois vários animais eram muito pequenos ou estavam danificados, assim os gêneros *Ablabesmyia*, *Clinotanypus*, *Procladius*, *Fittkaumyia* e *Larsia* foram agrupados em Tanypodinae.

Os dados evidenciam diferenças marcantes entre as estações de amostragem. O número e diversidade de espécies são bem superiores na Estação 1, o que segundo Magurran (1988) é um indicativo de bem-estar para o ambiente. Nas amostras quantitativas, a riqueza variou entre 4 e 15 espécies na Estação 2, com média de 7,7 espécies coletadas por amostragem; já na Estação 1, os valores mínimos e máximos foram respectivamente 8 e 18, com média de 14,0 espécies por amostragem.

A densidade total sempre foi inferior na Estação 1, o que é consequência do grau de trofia deste ambiente. Os valores aproximados mínimos e máximos foram, respectivamente, 1.000 e 8.000 ind./m<sup>2</sup> na Estação 1 e 6.000 e 120.000 indivíduos/m<sup>2</sup> na Estação 2.

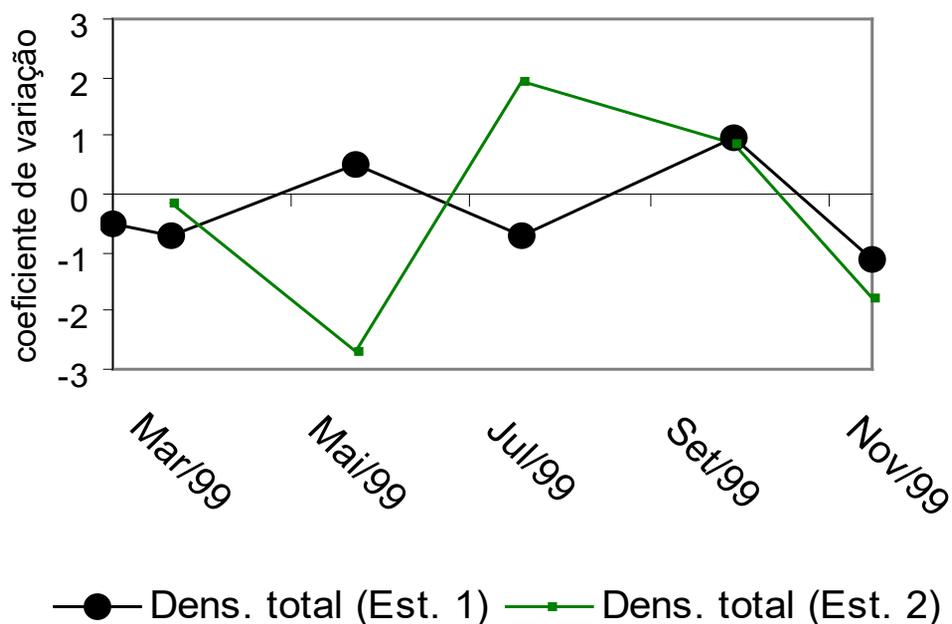
O índice EPT evidenciou diferenças marcantes entre as estações de amostragem. Os Ephemeroptera e Plecoptera não foram registrados na área de estudo, e o índice foi reflexo direto das concentrações relativas dos Trichoptera.

Raoul Henry (com. pess., 2000) e Leung et al. (2000) argumentaram que flutuações assimétricas são bons indicativos de estresse e fornecem boa visão da estabilidade do sistema. Para os valores de densidade, observamos fortes oscilações na Estação 2, o que pode ser considerado como reflexo de ambiente estressado e sob impactos (Figuras 2 e 3).



**Figura 2.** Flutuação mensal em razão da média anual obtida para a riqueza para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Na tentativa de estabelecer padrões para explicar os índices extraídos da comunidade bentônica, foram realizadas regressões múltiplas dirigidas (método de stepwise). Para a Estação 1, o “n” amostral foi 8, enquanto para a Estação 2, foi 7; o grau de liberdade foi considerado como sendo igual a n – 2. A Tabela 4 apresenta as equações, sendo consideradas apenas aquelas em que o valor de “p” foi inferior ou igual a 5%.



**Figura 3.** Flutuação mensal em razão da média anual obtida para a densidade total para a comunidade zoobentônica nas Estações de amostragem 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

Parte da variação da riqueza da comunidade bentônica na Estação 1 (Equação 1) é explicada pela sazonalidade evidenciada pela precipitação. Este padrão apresenta correlatos na literatura. O período de chuvas corresponde ao intervalo de tempo em que se observa maior deriva, estimulada pelas elevadas concentrações de sólidos.

As variações observadas na Riqueza na Estação de amostragem 1 podem ser explicadas exclusivamente pelas oscilações observadas na precipitação.

Devido ao ambiente apresentar baixos valores de pH, este parâmetro se torna fator limitante à comunidade bentônica. O fato de a densidade ser diretamente proporcional ao bário reflete a importância deste elemento na regulação do potencial hidrogeniônico do ambiente (o bário se comporta de forma semelhante ao cálcio por também se localizar na coluna 2A da Tabela Periódica). É bem provável que as maiores concentrações de bário refletem na disponibilidade deste para o ambiente, tornando-o menos restritivo e favorecendo assim maior densidade. Pode-se, claramente, estabelecer uma analogia entre os efeitos que causam rarefação da comunidade, favorecendo diversidade, e o padrão aqui estabelecido. Conforme salientado por Pelli e Barbosa (1998a e b), fatores limitantes às comunidades biológicas, quando sobrepujados, favorecem a comunidade. Padrões semelhantes foram inicialmente propostos por Paine (1966) e Connell (1978).

**Tabela 4.** Equações obtidas pelo método stepwise com respectivos valores de t, R<sup>2</sup> e fator determinante da variável independente.

| Local de amostragem | equação  | Teste T | R <sup>2</sup> (%) | fator determinante          |
|---------------------|--|---------|--------------------|-----------------------------|
| Estação 1           | 1) $N = 15,89 - 0,03205 \times \text{precipitação}$  | - 66,32 | 99,95              | precipitação                |
| Estação 1           | 2) $\text{Dens. tot.} = 4496 + 15,9 \times [\text{Ba}]_{(\text{sedimento})} - 19,6 \times \text{precipitação}$ | - 2,91  | 74,80              | bário e precipitação        |
| Estação 1           | 3) $1/D = 3,210 + 0,05457 \times \text{condutividade elétrica}$  | 7,58    | 96,63              | condutividade elétrica      |
| Estação 1           | 5) $\text{EPT} = 477,1 - 11,9839 \times \text{temp. do ar} - 9,5419 \times \% \text{ areia fina}$              | 3,38    | 87,75              | temperatura e granulometria |
| Estação 2           | 6) $N = 1,09 + 33,36 \times [\text{Mn}]_{(\text{água})}$   | 6,87    | 90,42              | manganês                    |
| Estação 2           | 7) $\text{Dens. Tot.} = 427.759 - 16.341 \times \text{temp. média do ar} + 15.310 \times [\text{NH}_3]$        | 4,54    | 91,77              | temperatura e nitrogênio    |
| Estação 2           | 8) $1/D = 1,025 + 12,7 \times [\text{Ba}]_{(\text{água})} + 0,41 \times [\text{Ca}]_{(\text{sedimento})}$      | 2,75    | 89,81              | cálcio e bário              |
| Estação 2           | 9) $1/D = 0,7209 + [\text{Mn}]_{(\text{água})} \times 1,985 + 0,0402 \times \% \text{ areia grossa}$           | 5,23    | 96,83              | manganês e granulometria    |

O índice de diversidade de Simpson, na Estação 1, é fortemente influenciado pela sazonalidade. Apenas a condutividade elétrica explica 96,63% da variação observada no índice de Simpson.

Segundo Callisto & Esteves (1996), tem-se observado maior riqueza e densidade de macroinvertebrados bentônicos nos sedimentos com granulometria grossa, o que explica parte do padrão observado. Conforme já argumentado por Pelli e Barbosa (1998a e b), ambientes com nutrientes limitantes, como é o caso da Estação 1, apresentam enriquecimento da fauna quando estes têm suas concentrações elevadas.

A granulometria do sedimento foi uma variável importante, capaz de explicar juntamente com a sazonalidade, quase 90% da variação ocorrida na comunidade bentônica, expressa através das densidades relativas de Trichoptera.

O pH juntamente com o bário, explicam grande parte das variações observadas no número de *taxa*. Mais importante que a concentração absoluta é a biodisponibilidade do elemento, o manganês aparece várias vezes como fator determinante da comunidade bentônica na Estação 2. Sendo o manganês essencial e observado em baixas concentrações, o mesmo parece limitar a riqueza. Outro aspecto importante é que o manganês também se apresenta na forma  $\text{MnCO}_3$ , participando do complexo sistema tampão de carbonatos em ambientes aquáticos.

A densidade total teve 92% de sua variação explicada pela sazonalidade (temperatura média do ar) e pelas concentrações de nitrogênio amoniacal, evidenciando a importância relativa deste elemento, já que o fósforo é abundante nesta estação de amostragem.

Para o índice de diversidade de Simpson foram observados dois modelos que explicam grande parte de sua variação. O bário e o cálcio, pela importância em ambientes fortemente limitados por baixos valores de pH, foram mais uma vez registrados como fundamental para explicar as variações observadas na comunidade bentônica. O manganês, também um fator limitante, foi registrado mais uma vez como determinante da fauna bentônica; e uma nova variável, adquiriu importância para a Estação 2, a granulometria do sedimento através da proporção relativa de areia grossa.

## DISCUSSÃO

Segundo Mason et al. (2000), conhecemos pouco a respeito do impacto de diferentes níveis de metais na biota. Beltman et al. (1999) demonstraram que as concentrações de cobre no sedimento explicam grande parte da variação no número total de *taxa* e abundância de vários grupos como Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Coleoptera, Chironomidae e “outros dípteros”. Os autores enfatizam ainda que as respostas de comunidades bentônicas expostas aos metais incluem redução da biomassa e riqueza, tornando os macroinvertebrados monitores efetivos que identificam os efeitos de contaminação do ambiente por metais, porém nem sempre é constatada a redução no número total de indivíduos. Cain et al. (1992) também observaram estreita correlação entre o conteúdo de cádmio no sedimento e insetos, entretanto, às vezes não é possível estabelecer acumulação com idade, estação ou hábito alimentar.

Devido a alguns insetos absorverem metais pelo exoesqueleto, muitas vezes animais menores apresentam proporcionalmente maiores quantidades de metais. Este fenômeno não reflete a taxa de exposição, mas a integração de vários parâmetros, como taxa de crescimento, mudança na dieta, pressão de contaminação, o habitat e o grupo funcional alimentar. A medida da acumulação líquida resulta de um equilíbrio entre a taxa de eliminação, bem como da capacidade de armazenar. Não ocorrendo bioacumulação líquida de um elemento, sua transferência trófica será inferior a transferência do carbono (biomassa), então a concentração diminui com a elevação do nível trófico. Entretanto, estes organismos podem acumular com a idade se não houver uma rota de eliminação, isto é, a taxa de eliminação excede a diluição do crescimento (MASON et al., 2000).

Alguns grupos de organismos são mais sensíveis a presença de metais, podendo mesmo serem extintos localmente, como os Ephemeroptera. Outros animais como alguns Chironomidae são resistentes e devido à redução na competição apresentam aumento das densidades relativas, acompanhadas por redução no número total de taxa, biomassa ou abundância. Os macroinvertebrados acumulam metais e os transferem para níveis tróficos superiores. A acumulação ocorre

através das guelras, intestino ou pela absorção através do exoesqueleto. O grau de acumulação varia dependendo do hábito alimentar, *taxa*, história de vida e tamanho do invertebrado (SMOCK, 1983a; SMOCK, 1983b; MASON, 2000).

A bioacumulação é mais eficiente em águas com baixos valores de pH, isto acontece com o selênio, cádmio, mercúrio e arsênio (MASON et al., 2000), o que agrava a situação no córrego Gameleira. Alguns elementos, após serem incorporados na matéria orgânica, têm biodisponibilidade maior, favorecendo sua transferência para níveis tróficos superiores. A biomagnificação nem sempre ocorre, como constataram Mason et al. (2000) para arsênio, cádmio e selênio.

Segundo Cain e Luoma (1998) insetos aquáticos acumulam metais, mas a parcela que permanece no citoplasma nem sempre é proporcional ao conteúdo do sedimento. Alguns Hymenoptera alocam manganês e zinco nos ovopositores e mandíbulas em até 10% peso/peso, regiões que segundo Quicke et al. (1998), necessitam de metais na cutícula, para evitar o efeito abrasivo.

Outro aspecto que merece destaque é a aclimação e adaptação que os indivíduos e populações vêm sofrendo no passado recente, apresentando tolerância a poluentes, incluindo metais pesados (KLERKS e WEIS, 1987; BELFIORE e ANDERSON, 1998; COURTNEY e CLEMENTS, 2000). Normalmente, observa-se que comunidades tolerantes resultam da perda e substituição de espécies (COURTNEY e CLEMENTS, 2000).

A relação entre as comunidades sujeitas a metais e sua estrutura é complexa e afetada por muitos fatores interdependentes. A observação das concentrações de metais no ambiente e a estrutura da comunidade pode fornecer uma compreensão da biodisponibilidade destes elementos e mostrar como as comunidades são afetadas. Estudos que enfoquem a toxicidade de metais, semimetais e ametais no sedimento, os ciclos biogeoquímicos destes e a acumulação em diferentes espécies de invertebrados, bem como sua ecologia, poderão fornecer respostas para a compreensão de como os rios funcionam, sobre sua saúde e sobre a bioacumulação destes elementos.

Como abordado anteriormente, parece que o efeito do escoamento superficial é mais intenso na Estação 2. Como apontado por Callisto e Esteves (1996) e Scarsbrook e Halliday (1999), ambientes que estão sujeitos a erosão tendem a apresentar modificações na granulometria do sedimento, favorecendo assim as frações menores. Este parece ser o padrão observado na Estação 2, a qual, por se localizar em região sujeita a erosão e depósitos de sedimento, tende a ter as proporções relativas das porções do sedimento alteradas, favorecendo as frações mais finas.

Conforme apontado por Cummins e Lauff (1969), parece que os padrões de estrutura e distribuição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, em microescala, são influenciados pela composição granulométrica do sedimento. Enquanto, em macroescala, estes padrões podem ser influenciados por outros fatores.

Entre as estações de amostragem não foram observadas diferenças significativas quanto ao teor de matéria orgânica do sedimento. O conteúdo de MO no sedimento da Estação 1 foi ligeiramente superior ao observado na Estação 2. No entanto, a procedência da matéria orgânica parece ser diferente. Na Estação 1 é alóctone, devido à nascente ser em uma vereda, tendo a

vegetação ciliar contribuição preponderante; enquanto na Estação 2, devido às elevadas concentrações de nutrientes constatadas, inclusive pelas densidades dos organismos bentônicos, a origem é autóctone.

Foram relacionados um total de 53 *taxa*. A diversidade amostrada em cada estação pode ser considerada como diversidade alfa ( $\alpha$ ) ou local; enquanto a diversidade englobando as duas estações pode ser considerada como beta ( $\beta$ ). A diversidade gama ( $\gamma$ ), ou de toda a sub-bacia de drenagem, com certeza engloba um número bem maior de espécies (RICKLEFS, 2010).

A ausência de representantes da Ordem Plecoptera pode ser reflexo de características do habitat, sendo este grupo abundante em águas correntes com pouca matéria orgânica e com predomínio de seixos no sedimento. Quanto aos Ephemeroptera, a ausência talvez possa ser justificada pelos baixos valores de pH e pela presença constante de metais; segundo Beltman et al. (1999) estes animais são muito sensíveis a perturbações do ambiente, incluindo a presença de metais.

Meire e Dereu (1990) relatam 54 espécies em ambiente não poluído. Iversen et al. (1985) trabalhando em macrófitas em ambientes lóticos registraram 43 *taxa*. Diaz (1989) registrou 115 *taxa* em 36 estações de amostragem na porção estuarina do rio James em Virginia. Dumnicka et al. (1988) trabalhando com a fauna bentônica relatam 15 *taxa* em dez estações de amostragem em córregos distintos em uma bacia hidrográfica. Balloch et al. (1976) registraram uma média de 37 espécies em doze casos de estudo. Wright et al. (1995) relatam que na Grã-Bretanha ocorrem 638 *taxa* nos rios, sendo registrado entre 31 e 134 *taxa* por estação de amostragem. Estes dados de riqueza referem-se a ambientes distintos do estudado, porém fornecem uma visão da ordem de grandeza em que a riqueza se apresenta. Com base nestes dados constata-se que o ambiente em estudo pode ser considerado relativamente rico quando ponderada a riqueza.

A densidade total média no período de estudo foi de 4.128 ind./m<sup>2</sup> para a Estação 1 e de 38.915 ind./m<sup>2</sup> para a Estação 2. A densidade estimada em experimentos de colonização de folhas da serrapilheira estiveram próximas a 10.000 indivíduos/m<sup>2</sup> (WALKER, 1988). Dumnicka et al. (1988) relatam densidades entre 50 e 120.000 ind./m<sup>2</sup> em diferentes tipos de ambientes quanto a carga orgânica. Estes dados servem para ilustrar a ordem de grandeza das densidades normalmente encontradas. No entanto, é muito difícil realizar comparações, pois normalmente os autores utilizam malhas de diferentes arestas para a triagem, e estudam comunidades distintas.

Conforme observado por Kornijów (1988) a densidade média e a biomassa da comunidade bentônica são bem menores em ambientes mesotróficos do que em ambientes eutrofizados. Entretanto, Moss e Timms (1989) ressaltam que em ambientes muito eutrofizados a qualidade do alimento disponível para os organismos zoobentônicos decresce, condicionando redução na produção secundária. A natureza refratária da matéria orgânica se deve, provavelmente, a algas verdes-azuladas e a fontes alóctones de material, associados com o processo de eutrofização. Outro aspecto ressaltado é a alteração do habitat; entretanto os autores não consideram a contaminação por outros elementos que acompanham a carga orgânica. Assim, normalmente observamos metais pesados, bem como compostos orgânicos complexos e altamente tóxicos, associados a eutrofização.

Segundo Patrick (1982), em analogia às observações feitas por Simberloff e Wilson (1969), a recolonização de manchas de habitat (ou “ilhas”) exercidas pelos artrópodes resulta em diversidade beta mais elevada. Os novos imigrantes são espécies características de ambientes em estágios iniciais de sucessão, com poucas exigências de habitat, com elevado potencial biológico e capacidade de se reproduzirem (Diamond, 1982). Devido aos distúrbios observados na Estação 2, é provável que ela se enquadre no padrão descrito por Diamond (1982); assim, o ambiente está sempre sendo colonizado por novas espécies oportunistas que não conseguem se manter em um ambiente estável.

Em ambientes estáveis e maduros, estas espécies são substituídas paulatinamente por guildas de especialistas cogenéricas ou relacionadas, desde que haja uma fonte ou “continente” próximo grande o suficiente para abrigar especialistas. Em ambientes lóticos, a deriva assume um papel importante neste processo. Entretanto, as espécies fugitivas ou oportunistas, caracterizadas pela elevada capacidade de dispersão e potencial reprodutivo, conseguem se refugiar em ambientes perturbados ou pequenos o suficiente para inviabilizar a instalação de especialistas.

Na tentativa de compreender os padrões inerentes as comunidades bentônicas foram utilizadas cinco índices; estes são diferentes e refletem condições distintas do ambiente. Cada índice valoriza um aspecto particular do ambiente, como consequência, é observada baixa correlação entre os índices extraídos de uma mesma comunidade.

A riqueza anotada a cada coleta foi bem superior na Estação 1, onde foram identificados, em média, 14 *taxa*, sendo que na Estação 2 este valor permaneceu em 7,7.

Todos os índices, apesar de apresentarem correlação muito baixa, e refletirem características diferentes do ambiente, incluindo o que analisa flutuações assimétricas, apontam na mesma direção, indicando que a Estação 2 apresenta-se comprometida. Este padrão é reflexo do uso e ocupação do solo na bacia de drenagem do córrego Gameleira. O principal problema com certeza se refere ao planejamento para a instalação do DI III de Uberaba.

Através da técnica *stepwise*, algumas equações obtidas explicam grande parte da variação observada na comunidade bentônica.

Como evidenciado, a precipitação e granulometria foram parâmetros importantes para a Estação 1, capazes de explicar grande parte da variação observada nos índices bióticos (riqueza, densidade e EPT).

O bário, condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal também foram importantes para explicar parte da variação observada na densidade total e índice de diversidade. As duas variáveis estão conectadas, pois sendo o pH um fator limitante, o bário tem o potencial de ajustar e tamponar o meio, favorecendo assim a comunidade bentônica. Com base na lei periódica sabemos que o cálcio e bário constituem metais alcalinos fortes, com propriedades semelhantes. Apresentando-se também na forma  $BaCO_3$ , o bário participa do complexo sistema tampão das águas.

A granulometria do sedimento e o nitrogênio amoniacal foram variáveis importantes para explicar parte da oscilação no índice EPT na Estação 1.

Apesar dos índices apresentarem correlação muito baixa, o manganês foi um elemento importante na Estação 2 por explicar parte da variação de dois índices: riqueza e diversidade. A granulometria, juntamente com manganês, explicou 97% da variação observada no índice de diversidade.

A sazonalidade, através da temperatura, também foi importante para a densidade total, juntamente com o nitrogênio amoniacal.

Como salientado por Weatherley et al. (1988); Weatherley e Ormerod (1989); Gerhardt (1991); Courtney e Clements (1998) o pH é uma importante variável capaz de explicar grande parte das oscilações observadas na fauna bentônica.

Segundo Courtney & Clements (1998) existe forte correlação entre o pH e densidade ou diversidade. Em experimentos no laboratório, os autores observaram redução de densidade, para alguns *Taxa*, em ambientes com pH igual a 6,5, quando o controle era 7,4. As reduções foram significativas apenas com pH igual a 4. A diferença ocorreu principalmente em função redução dos Ephemeroptera, muito sensíveis ao pH. Talvez este seja o fator que determinou a ausência de Ephemeroptera no córrego Gameleira.

Weatherley et al. (1988) apontam que o pH pode ser o fator determinante da distribuição da fauna aquática. Segundo os autores valores de pH próximos a 4,9 promovem a deriva dos animais resultando assim em menos densidade. Além do estresse iônico e osmótico, reduções de pH potencializam a acumulação de alguns elementos como o cádmio (Gerhardt, 1991). Este autor aponta ainda para a redução não somente na sobrevivência, como também da emergência.

A diferença média do pH entre as estações de amostragem foi de 0,52 unidades de pH, o que corresponde a ambiente 3,3 vezes mais ácido na Estação 2. Este padrão associado a outros fatores como oscilações assimétricas, elementos e granulometria deve condicionar, em parte, as diferenças observadas entre as estações.

Devido às limitações impostas pelo pH, o bário e o cálcio foram elementos importantes, determinando grande parte das variações observadas para a diversidade.

Com base nas análises de *stepwise* podemos constatar que a comunidade bentônica é influenciada por diferentes condições do ambiente, entre as quais podemos citar: 1) a sazonalidade, expressa através da temperatura e precipitação, 2) o pH, incluindo o bário e o cálcio, 3) granulometria, 4) nitrogênio amoniacal e 5) manganês.

Entre as variáveis importantes para explicar os índices biológicos, apenas o manganês foi exclusivo da Estação 2. Os demais parâmetros foram semelhantes nas duas estações de amostragem, refletindo as necessidades básicas da comunidade bentônica, mesmo que muito diferenciadas, conforme apontado pelo índice de similaridade e pelos próprios índices bióticos.

Os parâmetros que determinam a estrutura e composição da comunidade bentônica na realidade refletem características da bacia de drenagem. Assim, a granulometria diferenciada nas estações é um parâmetro importante. Caso não estivesse disponível o presente banco de dados, poderíamos inferir que as diferenças observadas são reflexo das condições granulométricas das

estações. Vale ressaltar que estas diferenças granulométricas são reflexo do uso e ocupação do solo, da lixiviação e erosão que ocorre na bacia de drenagem.

A importância do nitrogênio é reflexo da limitação imposta pelos nutrientes, que se correlaciona com o grau de trofia dos diferentes ambientes.

O índice EPT, apesar da simplicidade (às vezes considerada uma grande vantagem), reflete algumas peculiaridades da comunidade. Este índice foi desenvolvido para identificar problemas relacionados à poluição orgânica e à capacidade dos organismos de resistirem ou de aclimataram-se a estas condições. Desta forma, este índice não pode ser considerado o melhor entre os escolhidos. A susceptibilidade a metais das diferentes espécies das ordens Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera não apresenta homogeneidade de resposta; assim, a biogeografia associada à distribuição de diferentes espécies pode mascarar por completo comparações entre diferentes ambientes. Beltman et al. (1999) cita que Ephemeroptera é muito sensível aos metais e que a utilização desta ordem como indicador poderia ser utilizada como balizamento. No período de estudo não foram coletados Ephemeroptera no córrego Gameleira; portanto, mesmo sendo um ótimo indicador, a utilização deste parâmetro seria restrita a alguns ambientes.

A densidade total, segundo Beltman et al. (1999), muitas vezes falha em detectar diferenças fundamentais entre as comunidades. No presente estudo, as diferenças entre as densidades apontam para a eutrofização da Estação 2, porém este não é o único problema, e talvez nem mesmo seja o mais importante. Como apontado pela equação 9, existe uma dependência da fauna em relação às frações maiores do sedimento, o que está diretamente relacionado à erosão que ocorre de forma generalizada na bacia do córrego Gameleira. Outro aspecto é a riqueza que o índice “densidade total” não considera.

O índice de diversidade de Simpson é um índice simples e fácil de ser aplicado. Como proposto por Magurran (1988), a identificação não necessariamente precisa ser a nível específico. A riqueza talvez seja o parâmetro mais simples e, conjugado com a diversidade, avaliada pelo índice de Simpson, fornecem bons indicativos sobre as condições ambientais. Algumas das vantagens são que estes parâmetros não são direcionados a identificar alterações específicas e não são índices baseados em premissas que embutem conceitos nem sempre adequados, como o de saprobia ou eutrofização.

Índices mais simples conjugados à análise de um profissional experiente talvez forneçam resultados mais sólidos para propostas de manejo, monitoramento, adequação do uso de recursos, bem como direcionamento quanto ao uso e ocupação do solo na área da bacia.

Alguns índices citados há várias décadas aparentemente caíram no esquecimento, talvez por serem menos elegantes, como a proporção relativa de Chironomidade, a proporção entre insetos e não-insetos e a proporção entre Chironomidae e Oligochaeta em função da comunidade.

Excetuando-se a segunda campanha amostral e em outubro de 1999, em todas as coletas a proporção de insetos foi superior na Estação 1. Este índice é extremamente simples e fornece uma boa visão das diferenças entre as estações de amostragem.

A proporção entre a soma de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade (na forma inversa) apresenta nitidamente as distinções entre o ponto de referência e a região sujeita a estresse.

Conforme apontado por Boulton (1999), existe a necessidade de índices serem concebidos, já que podem refletir as condições ambientais de um rio. Segundo o autor, índices simples na concepção e interpretação sempre terão maior aceitação, principalmente pela sociedade, que exerce papel fundamental.

A princípio, uma comunidade íntegra, ou seja, que preserva riqueza e equitabilidade semelhantes àquela original, com certeza perpetua processos, como ciclagem de nutrientes e taxas de produção e consumo; portanto, a dúvida entre variáveis como densidade e abundância de espécies, e processos, a princípio parece não ser o ponto central.

Existem algumas classes de variáveis que devem ser consideradas, sejam elas físicas, químicas ou biológicas. Entre as variáveis químicas, Beltman et al. (1999) e Mason et al. (2000), consideram os elementos. Podemos citar ainda os compostos orgânicos, extremamente diversificados (Eisler & Belisle, 1996), porém sua fonte está associada aos elementos-traço, e uma análise dos elementos pode servir como base para inferências. Restam então as variáveis físicas e biológicas. Como mencionado, a comunidade bentônica reflete as condições tróficas, físicas e químicas do meio.

Para que um índice reflita as condições ambientais, o mesmo deve considerar a adoção de uma única variável, melhor desenvolvida, mas que engloba outros parâmetros, como a idéia de variável “guarda-chuva”. Boulton (1999) argumenta que um índice válido deve englobar os macroinvertebrados e valores humanos, como recreação, valor estético, e outros usos. Entre os valores humanos, a potabilidade é referenciada, porém um índice biótico não tem a capacidade de indicar a presença de elementos ou compostos tóxicos em pequenas doses. Como observado por Ricklefs (2010), todas as populações apresentam em menor ou maior grau a capacidade de aclimação e adaptação, mesmo que exista um custo associado a este processo.

A análise da comunidade bentônica engloba valores humanos na medida que reflete o estado de conservação da vegetação ciliar, processos erosivos, contaminação por metais, matéria orgânica e compostos orgânicos e, em última instância, o uso e ocupação do solo na área de drenagem da bacia.

Um bom índice pode então ser composto por parâmetros da comunidade bentônica e elementos. Com a metodologia de plasma por ICP, vários elementos podem ser analisados por um preço acessível, com a vantagem de que a presença de alguns elementos pode indicar a ocorrência de compostos orgânicos que normalmente têm elevado custo de análise.

Para compor um índice baseado na comunidade bentônica, poderíamos partir do princípio que, sendo o índice de Jaccard baixo, as espécies exclusivas de cada ambiente são indicativas das características ambientais. A Ordem Trichoptera foi exclusiva da Estação 1, enquanto Hemiptera e Coleoptera estavam melhor representadas na Estação 2. Os crustáceos Ostracoda e Cyclopoida também foram exclusivos da Estação 1. Poderia ser composto um índice que pondera a frequência relativa de cada grupo dentro da comunidade, porém este provavelmente não se aplicaria a outras regiões, perdendo assim a razão.

Com base na literatura e nos dados obtidos, poderia-se propor um índice embasado em parâmetros que se adequam a diferentes ambientes lóticos. Três classes de variáveis são incluídas

nesta proposta: 1) parâmetros limnológicos básicos; 2) elementos tóxicos, conforme resolução do CONAMA; e 3) índice de diversidade de Simpson na forma inversa.

Cada grupo de variável recebe uma nota de até 10 pontos e o índice é composto pela soma destas três notas. A seguir é apresentada a proposta para cada conjunto de variável.

A Tabela 5 apresenta o elenco de variáveis limnológicas básicas a serem consideradas. Cada variável, conforme o resultado mensurado, recebe uma nota que pode ser 1, 3 ou 5. O somatório destas notas deve ser convertido para zero a 10 através de uma regra de três simples. A Tabela 6 apresenta os elementos, na água, a serem considerados.

**Tabela 5.** Variáveis limnológicas a serem consideradas no índice e pontuação conforme valor mensurado.

| Parâmetro                    | Pontuação conforme valor mensurado |  |                                       |
|------------------------------|------------------------------------|--|---------------------------------------|
|                              | (5)                                | (3)                                      | (1)                                   |
| OD mg/l                      | $x \geq 5$                         | $2 \leq x < 5$                           | $< 2$                                 |
| pH                           | $6,5 \leq x \leq 7,5$              | $5,5 \leq x < 6,5$ ou $7,5 < x \leq 8,5$ | $0 \leq x < 5,5$ ou $8,5 < x \leq 14$ |
| Coliformes fecais NMP/100 ml | $0 \leq x \leq 1$                  | $1 < x \leq 200$                         | $x > 200$                             |
| NT µg/l                      | $0 \leq x \leq 150$                | $150 < x \leq 500$                       | $x > 500$                             |
| PT µg/l                      | $0 \leq x \leq 15$                 | $15 < x \leq 50$                         | $x > 50$                              |
| Turbidez FTU                 | $0 \leq x \leq 2$                  | $2 < x \leq 5$                           | $x > 5$                               |
| Condutividade elétrica µs/cm | $0 \leq x \leq 35$                 | $35 < x \leq 60$                         | $x > 60$                              |

Cada elemento quantificado também recebe os seguintes valores, 1, 3 ou 5; o somatório de todos os valores deve ser convertido para dez através de uma regra de três simples. Por exemplo, se em uma amostra for mensurado 0,1 mg/l de zinco, esta variável receberá o valor máximo, ou seja 5. Se o valor for maior que 0,18 e menor ou igual a 1,8, receberá o valor 3, e se for maior que 1,8 receberá a nota 1.

A terceira categoria a ser considerada, naturalmente, corresponde à comunidade bentônica. O parâmetro a ser empregado corresponde ao índice de diversidade de Simpson na forma inversa. Caso seja inferior a 2,5, o valor atribuído será 1; caso  $2,5 \leq x < 5$ , o valor será 3, e se for igual ou superior a 5, o valor será 5.

Para testar o índice, ele foi aplicado aos dados obtidos no período de estudo. Devido à ausência de valores de colimetria e nitrogênio total, para compor o índice foram utilizados os dados médios referentes aos meses em que a análise foi realizada. Naturalmente esta prática não deve ser aplicada, porém foi utilizada com o objetivo de testar o índice.

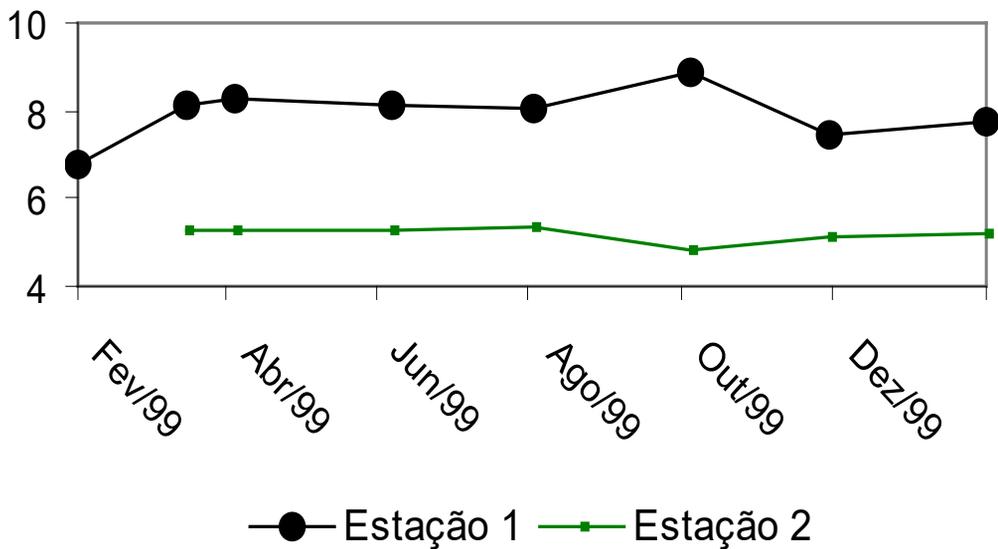
**Tabela 6.** Elementos (mg/L) a serem consideradas no índice e pontuação conforme valor mensurado.

| Elemento      | Pontuação conforme valor mensurado |                         |             |
|---------------|------------------------------------|-------------------------|-------------|
|               | (5)                                | (3)                     | (1)         |
| 1 – alumínio  | $0 \leq x \leq 0,1$                | $0,1 < x \leq 1$        | $x > 1$     |
| 2 – arsênio   | $0 \leq x \leq 0,05$               | $0,05 < x \leq 0,5$     | $x > 0,5$   |
| 3 – bário     | $0 \leq x \leq 1$                  | $1 < x \leq 10$         | $x > 10$    |
| 4 – berílio   | $0 \leq x \leq 0,1$                | $0,1 < x \leq 1$        | $x > 1$     |
| 5 – boro      | $0 \leq x \leq 0,75$               | $0,75 < x \leq 7,5$     | $x > 7,5$   |
| 6 – cádmio    | $0 \leq x \leq 0,001$              | $0,001 < x \leq 0,01$   | $x > 0,01$  |
| 7 – chumbo    | $0 \leq x \leq 0,03$               | $0,03 < x \leq 0,3$     | $x > 0,3$   |
| 8 – cobalto   | $0 \leq x \leq 0,2$                | $0,2 < x \leq 2$        | $x > 2$     |
| 9 – cobre     | $0 \leq x \leq 0,02$               | $0,02 < x \leq 0,2$     | $x > 0,2$   |
| 10 – estanho  | $0 \leq x \leq 2$                  | $2 < x \leq 20$         | $x > 20$    |
| 11 – cromo    | $0 \leq x \leq 0,05$               | $0,05 < x \leq 0,5$     | $x > 0,5$   |
| 12 – ferro    | $0 \leq x \leq 0,3$                | $0,3 < x \leq 3$        | $x > 3$     |
| 13 – lítio    | $0 \leq x \leq 2,5$                | $2,5 < x \leq 25$       | $x > 25$    |
| 14 – manganês | $0 \leq x \leq 0,1$                | $0,1 < x \leq 1$        | $x > 1$     |
| 15 – mercúrio | $0 \leq x \leq 0,0002$             | $0,0002 < x \leq 0,002$ | $x > 0,002$ |
| 16 – níquel   | $0 \leq x \leq 0,025$              | $0,025 < x \leq 0,25$   | $x > 0,25$  |
| 17 – prata    | $0 \leq x \leq 0,01$               | $0,01 < x \leq 0,1$     | $x > 0,1$   |
| 18 – selênio  | $0 \leq x \leq 0,01$               | $0,01 < x \leq 0,1$     | $x > 0,1$   |
| 19 – urânio   | $0 \leq x \leq 0,02$               | $0,02 < x \leq 0,2$     | $x > 0,2$   |
| 20 – vanádio  | $0 \leq x \leq 0,1$                | $0,1 < x \leq 1$        | $x > 1$     |
| 21 – zinco    | $0 \leq x \leq 0,18$               | $0,18 < x \leq 1,8$     | $x > 1,8$   |

A Tabela 7 e a Figura 4 apresentam os resultados obtidos no período de estudo.

**Tabela 7.** Valores calculados para o índice de qualidade de água para as Estações 1 e 2, no córrego Gameleira, no período de estudo.

| data/estação | Estação 1 | Estação 2 |
|--------------|-----------|-----------|
| Fev-99       | 6,762     |           |
| Mar-99       | 8,095     | 5,302     |
| Abr-99       | 8,286     | 5,302     |
| Jun-99       | 8,095     | 5,302     |
| Ago-99       | 8,032     | 5,365     |
| Out-99       | 8,857     | 4,857     |
| Dez-99       | 7,460     | 5,111     |
| Fev-00       | 7,714     | 5,175     |



**Figura 4.** Variação sazonal para os índices de qualidade de água calculados com base nos dados obtidos para as Estações 1 e 2, no córrego Gameleira, entre fevereiro de 1999 e fevereiro de 2000.

O índice congrega muitas variáveis, expressando a qualidade de água de forma que pessoas de diferentes formações possam compreender. A simplicidade da apresentação dos dados, conforme salientado por Boulton (1999), é fundamental para que a sociedade, como sendo responsável pela “pressão” nas tomadas de decisão possa participar ativamente e opinar.

Com base nos dados obtidos é proposto uma categorização em classes de qualidade de água em “ruim”, “razoável” e “adequada”. Vale ressaltar que esta categorização foi estabelecida com base na Resolução do CONAMA, que visa estabelecer Classes de água para mananciais hídricos.

As águas que se enquadram na Classe 2 se destinam a: 1) abastecimento doméstico, após tratamento convencional; 2) proteção das comunidades aquáticas; 3) recreação de contato primário; 4) irrigação de hortaliças e plantas frutíferas; e 5) criação natural e/ou intensiva de espécies destinadas à alimentação humana. O último item deveria ponderar criação semi-intensiva, já que em sistemas intensivos, pouco utilizado no Brasil, o uso dos insumos pode comprometer a qualidade de água a jusante do empreendimento, principalmente em córregos de pequena vazão.

A proposta enquadra como “ruim” águas onde o índice permanece entre 2 e 5,5 ( $2 \leq x < 5,5$ ); “razoável” quando o índice permanece entre 5,5 e 8 ( $5,5 \leq x < 8$ ) e “adequada” quando o índice permanece entre 8 e 10 ( $8 \leq x \leq 10$ ).

A proporção relativa de Chironomidae e Oligochaeta em função de toda a comunidade mostra a estreita correlação com a figura gerada pelo índice proposto.

No presente estudo, um índice simples constituído apenas por dados da comunidade bentônica leva a um resultado muito próximo aquele obtido com um índice elaborado, construído a partir de 28 variáveis distintamente separadas em três categorias.

Um importante aspecto é a relação custo/benefício e a confiabilidade do índice. Devido aos problemas a que os ambientes lóticos estão sujeitos, um índice que considera elementos químicos, variáveis limnológicas e a comunidade zoobentônica com certeza deverá ter aceitação por alguns grupos interessados em usufruir deste recurso, como aquicultores, proprietários rurais e banhistas.

A categorização visa transmitir um grande volume de dados de forma clara e simples. Como mencionado os usos múltiplos são naturalmente conflitantes e uma interpretação acurada dos dados só pode ser realizada a partir dos dados brutos; ou seja, para contato primário é imprescindível a análise da colimetria, mesmo que o valor atingido seja superior a 8, o que também é verdade para os outros usos também legítimos deste recurso.

Precisamos preservar a biodiversidade e precisamos de água em qualidade e quantidade para manutenção da qualidade de vida. Independente do estilo de abordagem a ser realizada, em virtude da degradação ambiental que temos assistido, o importante é atentarmos para a preservação dos recursos naturais e manutenção dos processos ecológicos, para que as gerações futuras possam usufruir deste bem e assim manter o mínimo para a sustentação de um estilo de vida que garanta o bem-estar individual e social.

O novo índice proposto reflete bem as condições ambientais, sendo capaz de congrega valores humanos e processos ecológicos, fornecendo assim uma ampla visão dos sistemas biológicos.

## AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos aos especialistas que contribuíram não somente com a identificação das espécies, mas também com apoio e incentivo. Em especial aos pesquisadores: Dr. Gustavo Darrigran (Fac. Ciencias Naturales y Museo, Argentina) Dr. P. F. Bellinger (California State University, Northridge EUA); Dr. G. W. Byers (The University of Kansas, Kansas EUA); Dr. Oliver S. Flint Jr. (National Museum of Natural History EUA); Maria Beatriz G. e Souza Dabés (KERATELLA Estudos e Projetos Ambientais Ltda, Montes Claros, MG); Dra. Susana Trivinho-Strixino (Universidade Federal de São Carlos SP); M.Sc. Alexandre Monkolski e Dra. Alice Michiyo Takeda (Universidade Estadual de Maringá/ NUPELIA – Paraná) e Prof. Dr. Paulo De Marco Jr. (Universidade Federal de Viçosa). Ao Prof. Dr. Nico Nieser (Rg Tiel, Holanda) pelo apoio, incentivo e amizade. À Christiane Contigli e Ana Maria Pelli Soares pela revisão do texto. Aos amigos da CEMIG, em especial ao Dr. Antônio Procópio Sampaio Rezende, pelo apoio incondicional em todas as etapas do trabalho; à Sônia Maria Ramos e ao Dalton da Silva Souza pela inestimável ajuda nos trabalho de campo e laboratório. Ao Prof. e Amigo Dr. Raoul Henry, pelo apoio, sugestões e críticas.

## REFERÊNCIAS

- APHA, AWWA, WPCF. 1998. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA.
- CLESCERI, L.S.; GREENBERG, A.E.; EATON, A.D. **Standard methods: for the examination of water and wastewater**. 20 ed. Washington: APHA AWWA, 1998. 1496p.
- BALLOCH, B.A.; DAVIES, C.E.; JONES, F.H. Biological assessment of water quality in three British rivers: the North Esk (Scotland), the Ivel (England) and the Taf (Wales). **Water Pollution Control**, v.74, p.92-114, 1976.
- BELFIORE, N.M.; ANDERSON, S.L. Genetic patterns as a tool for monitoring and assessment of environmental impacts: the example of genetic ecotoxicology. **Environmental Monitoring and Assessment**, v.51, p.465-479, 1998.
- BELTMAN, D.J.; CLEMENTS, W.H.; LIPTON, J.; CACELA, D. Benthic invertebrate metals exposure, accumulation, and community-level effects downstream from a hard-rock mine site. **Environmental Toxicology and Chemistry**, v.18, n.2, p.299-307, 1999.
- BORROR, D.; DELONG, D.M. **Introdução ao estudo dos insetos**. São Paulo: Editora Edgard Blücher Ltda – EdUSP, 1969. 653 p.
- BOULTON, A.J. An overview of river health assessment: philosophies, practice, problems and prognosis. **Freshwater Biology**, v.41, p.469-479, 1999.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F.A. Composição granulométrica do sedimento de um lago amazônico impactado por rejeito de bauxita e um lago natural (Pará, Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.8, p.115-126, 1996.
- CONNELL, J.H. Diversity in tropical rain forest and coral reefs. **Science**, v.199, p.1302-1310, 1978.
- COURTNEY, L.A.; CLEMENTS, W.H. Effects of acidic pH on benthic macroinvertebrate communities in stream microcosms. **Hidrobiologia**, v.379, p.135-145, 1998.
- COURTNEY, L.A.; CLEMENTS, W.H. Sensitivity to acidic pH in benthic invertebrate assemblages with different histories of exposure to metals. **Journal of the North American Benthological Society**, v.19, n.1, p.112-127, 2000.
- CUMMINS, K.W.; LAUFF, G.H. The influence of substrate particle size on the microdistribution of stream macrobenthos. **Hidrobiologia**, v.34, n.145-181, 1969.
- DIAMOND, J.M. Assembly of species communities. In: CODY, M.L.; DIAMOND, J.M. (Org). **Ecology and Evolution of communities**. 4o ed. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University, 1982. p.342-444.
- DIAZ, R.J. Pollution and tidal benthic communities of the James River Estuary, Virginia. **Hidrobiologia**, v.180, p.195-211, 1989.
- DRAPER, N.R.; SMITH, H. **Applied Regression Analysis**. 2° ed. New York: Ed. John Wiley & Sons, 1981. 706p.
- DUMNICKA, E.; HASZA, A.; KOWNACKI, A.; KRZYZANEK, E.; KUFLIKOWSKI, T. Effects of regulated stream on the hydrochemistry and zoobenthos in differently polluted parts of the upper Vistula River (Southern Poland). **Hidrobiologia**, v.169, n.2, p.183-191, 1988.

- EISLER, R.; BELISLE, A.A. Planar PCB hazards to fish, wildlife, and invertebrates: a synoptic review. **Contaminant Hazard Reviews**, v.31, p.1-75, 1996.
- GERHARDT, A. Sub-acute effects of cadmium on pH stressed *Leptophlebia marginata* (L.) and *Baetis rhodani* Picet (Ephemeroptera). *Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie*, v.24, p.22-60, 1991.
- GLIME, J.M.; CLEMONS, R.M. Species diversity of stream insects on Fontinalis spp. compared to diversity on artificial substrates. **Ecology**, v.53, p.458-463, 1972.
- GRAÇA, M.A.S. **Métodos biológicos na avaliação da qualidade das águas (com especial referência aos macroinvertebrados)**. Coimbra: Universidade de Coimbra, 1985. 62p.
- GRANT, A., HATELEY, J.G.; JONES, N.V. Mapping the ecological impact of heavy metals on the estuarine polychaete *Nereis diversicolor* using inherited metal tolerance. **Marine Pollution Bulletin**, v.20, p.235-238, 1989.
- HYNES, J.D. Annual cycles of macro-invertebrates of a river in southern Ghana. **Freshwater Biology**, v.5, p.71-83, 1975.
- HONORATO, G.B.S.; PELLI, A. Utilização da comunidade bentônica na avaliação da qualidade de água no córrego Gameleira, Uberaba/MG. **Sabios**, v.6, p.15-26, 2011.
- IVERSEN, T.M.; THORUP, J.; HANSEN, T.; LODAL, J.; OLSEN, J. Quantitative estimates and community structure of invertebrates in a macrophyte rich stream. **Archiv für Hydrobiologie**, v.102, n.3, p.291-301, 1985.
- JUNQUEIRA, M.V.; HECKMAN, C. Multifactorial assessment of physical modification, impoundment, and contamination of a stream passing through an oil refinery in Minas Gerais, Brazil. **Limnologica**, v.28, n.4, p.329-345, 1998.
- JUNQUEIRA, M.V.; CAMPOS, S.C.M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, n.2, p.125-135, 1998.
- KLERKS, P.L.; WEIS, J.S. Genetic adaptation to heavy metals in aquatic organisms: a review. **Environmental Pollution**, v.45, p.173-205, 1987.
- KORNIJÓW, R. Distribution of zoobenthos in littoral of two lakes differing in trophy. *Polskie Archiwum Hydrobiologii*, v.35, n.2, p.185-195, 1988.
- LEUNG, B., FORBES, M.R.; HOULE, D. Fluctuating asymmetry as a bioindicator of stress: comparing efficacy of analyses involving multiple traits. **The American Naturalist**, v.155, n.1, p.101-115, 2000.
- MACKERETH, F.J.H.; HERON, J.; TALLING, J.F. **Water analysis: some revised methods for limnologists**. 1<sup>o</sup> ed. Kendall: Titus Wilson & Son Ltd, 1978. 117p.
- MAGURRAN, A.E. **Ecological diversity and its measurements**. New Jersey: Princeton University Press, 1988. 179p.
- MARGULIS, L.; SCHWARTZ, K.V. **Cinco Reinos: Um guia ilustrado dos filões da vida na terra**. 1<sup>o</sup> ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan, 2001. 497p.
- MASON, R.P.; LAPORTE, J.M.; ANDRES, S. Factors controlling the bioaccumulation of mercury, methylmercury, arsenic, selenium, and cadmium by freshwater invertebrates and fish. *Archives Environmental Contamination Toxicology*, v.38, p.283-297, 2000.
- MEIRE, P.M.; DEREU, J. Use of the abundance/biomass comparison method for detecting environmental stress: some considerations based on intertidal macrozoobenthos and bird communities. **Journal of Applied Ecology**, v.27, p.210-223, 1990.

- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3° ed. Iowa: Kendall/Hunt, 1988. 635p.
- MOSS, B.; TIMMS, M. Predation, sediment stability and food availability as determinants of the benthic invertebrate fauna in two shallow lakes. **Hydrobiologia**, v.185, p.249-257, 1989.
- MOULTON, T.P. Saúde e integridade do ecossistema e o papel dos insetos aquáticos. In: NESSIMIAM, J.L.; CARVALHO, A.L. (Org). **Ecologia de Insetos Aquáticos**. Séries Oecologia Brasiliensis, v.5, 1998. p.281-298.
- MUHAR, S.; JUNGWIRTH, M. Habitat integrity of running waters-assessment criteria and their biological relevance. **Hydrobiologia**, v.386, p.195-202, 1998.
- NECKEL, E.V.P.; ZAMBÃO, P.H.; PESCADOR A. Ajuste linear simples para curva de calibração do fósforo e nitrogênio. **Revista Eletrônica do Vale do Itajaí**, v.2, n.1. p.1-9, 2013.
- PAINE, R.T. Food web complexity and species diversity. **American Naturalist**, v.100, p.65-75, 1966.
- PATEL, H.S.; KALIWAL, M.B. Histopathological effects of zinc on the gills of prawn *Macrobrachium hendersonianum*. **Zeitschrift fur Angewandte Zoologie**, v.76, p.505-509, 1989.
- PATRICK, R. Aquatic life in a new stream. **Water and Sewage Works**, v.106, p.531-535, 1959.
- PATRICK, R. Stream communities In: Cody, M.L.; Diamond, J.M. (Org). **Ecology and Evolution of communities**. 4° ed. Cambridge: The Belknap Press of Harvard University, 1982. p.445-459.
- PELLI, A.; DUMONT-NETO, R.; SILVA, J.D.; BARBOSA, N.D.C. Observações sobre o hábito alimentar de pós-larvas e alevinos do dourado (*Salminus maxillosus* Valenciennes, 1849) em diferentes condições de cultivo. **Revista UNIMAR**, v.19, n.2, p.509-520, 1997a.
- PELLI, A.; DUMONT-NETO, R.; SILVA, J.D.; RAMOS, S.M.; SOUZA, D.S.; BARBOSA, N.D.C. Ingestão de ração por pacu (*Piaractus mesopotamicus* Holmberg, 1887), curimba (*Prochilodus scrofa* Steindachner, 1881) e piaú (*Leporinus friderici* Bloch, 1794) em condições semi-intensivas. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.24, p.119-123, 1997b.
- PELLI, A.; BARBOSA F.A.R. Insect fauna associated with *Salvinia molesta* Mitchell in a lake of Lagoa Santa Plateau, Minas Gerais, Brazil. **Verhandlungen des Internationalen Verein Limnologie**, v.26, p.2125-2127, 1998a.
- PELLI, A.; BARBOSA, F.A.R. Insect fauna associated with *Salvinia molesta* Mitchell in a lake of Lagoa Santa Plateau, Minas Gerais, Brazil. **Proceedings of the International Association of Theoretical and Applied Limnology**, v.26, p.2125-2127, 1998b.
- PELLI, A.; BARBOSA, F.A.R. Insetos coletados em *Salvinia molesta* Mitchell (Salvineaceae), com especial referência às espécies que causam dano à planta, na Lagoa Olhos d'Água, Minas Gerais, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v.42, n.1/2, p.9-12, 1998.
- 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**. Washinton. Assessment and Watershed Protection Division, 1989. 170p.
- POMEROY, R.; KIRSCHMAN, H.D. Determination of dissolved oxygen: proposed modification of the Winkler method. **Journal of Industrial and Engineering Chemistry**, v.17, n.11, p.715-716, 1945.
- QUICKE, D.L.J.; WYETH, P.; FAWKE, J.D.; BASIBUYUK, H.H.; VINCENT, J.F.V. Manganese and zinc in the ovipositors and mandibles of hymenopterous insects. **Zoological Journal of the Linnean Society**, v.124, p.387-396, 1998.
- RICKLEFS, R.E. **A economia da natureza**. 3° ed. Rio de Janeiro: Editora Guanabara Koogan S/A, 2010). 470p.

- ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. Introduction to freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. (Org.). **Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates**, New York: Chapman/Hall, 1993. p.1-9.
- RUPPERT, E.E.; BARNES, R.D. **Zoologia dos Invertebrados**, 6° ed. São Paulo: Editora Roca Ltda, 1994. 1029 p.
- SCARSBROOK, M.R.; HALLIDAY, J. Transition from pasture to native forest land-along stream continua: effects on stream ecosystems and implications for restoration. **New Zeland Journal of Marine and freshwater Research**, v.33, p.293-310, 1999.
- SCHOENER, T. Rate of species turnover decreases from lower to higher organisms: a review of the data. **Oikos**, v.41, p.372-7, 1983.
- SIMBERLOFF, D.S.; WILSON, E.O. Experimental zoogeography of islands: the colonization of empty islands. **Ecology**, v.50, p.278-295, 1969.
- SMOCK, L.A. The influence of feeding habits on whole-body metal concentrations in aquatic insects. **Freshwater Biology**, v.13, p.301-311, 1983a.
- SMOCK, L.A. Relationships between metal concentrations and organisms size in aquatic insects. **Freshwater Biology**, 13: 313-321, 1983b.
- SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Ed. Edgard Buckler/EDUSP, 1973. 317p.
- TEVESZ, M.J.S. Benthic recolonization patterns in the Vermilion River, Ohio. **Kirtlandia** v.27, 1978.
- THAKER, J.; CHHAYA, J.; NUZHAT, S.; MITTAL, R.; MANSURI, A.P. KUNDU, R. Effects of chromium (VI) on some ion-dependent ATPases in gills, kidney and intestine of a coastal teleost *Periophthalmus dips*. **Toxicology**, v.112, p.237-244, 1996.
- TOWNSEND, C.R.; RILEY, R.H. Assessment of river health: accounting for perturbation pathways in physical and ecological space. **Freshwater Biology**, v.41, p.393-405, 1999.
- WALKER, I. Study of benthic micro-faunal colonization of submerged litter leaves in the central Amazonian blackwater stream Tarumã-Mirim (Tarumanzinho). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.11, p.623-648, 1988.
- WEATHERLEY, N.S.; ORMEROD, S.J.; THOMAS, S.P.; EDWARDS, R.W. The response of macroinvertebrates to experimental episodes of low pH with different forms of aluminium, during a natural spate. **Hydrobiologia**, v.169, p.225-232, 1988.
- WEATHERLEY, N.S.; ORMEROD, S.J. Modelling ecological impacts of the acidification of Welsh streams: temporal changes in the occurrence of macroflora and macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v.185, p.163-174, 1989.
- WEIS, J.S. Effect of zinc on regeneration in the fiddler crab *Uca pugilator* and its interactions with methylmercury and cadmium. **Marine Environmental Research**, v.3, p.249-255, 1980.
- WILZBACH, M.A.; CUMMINS, K.W. An assessment of short-term depletion of stream macroinvertebrate benthos by drift. **Hidrobiologia**, v.185, p.29-39, 1989.
- WRIGHT, J.F.; MOSS, D.; FURSE, M.T. Macroinvertebrate richness at running-water sites in Great Britain: a comparison of species and family level data. São Paulo: **Anais do XXVI Congress of International Association of Theoretical and Applied Limnology**, 1995. p.453.

---

# TÉCNICAS PARA A ESTIMATIVA DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO SUPERFICIAL

Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves; Pedro de Souza Lopes Silva;  
Thiago Vinicius Ribeiro Soeira & Cristiano Poletto

## INTRODUÇÃO

O oxigênio dissolvido (OD) é considerado o constituinte mais importante dos corpos d'água, já que sua presença é indispensável para a manutenção da vida de diversos organismos aquáticos (OMOLE et al., 2013). A dinâmica da concentração de OD, em um corpo d'água, depende de fenômenos físicos, químicos e biológicos que atuam como fontes e sumidouros desse constituinte. Fenômenos como oxidação da matéria orgânica, respiração dos seres aquáticos, difusão e oxidação do metano na camada aeróbia do sedimento reduzem a concentração de OD no corpo d'água (COX, 2003). Por outro lado, fenômenos como reaeração superficial e fotossíntese adicionam OD no corpo d'água (JANZEN et al., 2008).

De todos os fenômenos existentes, a reaeração superficial ocupa um lugar de destaque na dinâmica de OD, uma vez que ela é a principal responsável pela reposição do oxigênio dissolvido em corpos d'água atingidos por elevada carga de matéria orgânica biodegradável. A reaeração superficial pode ser entendida como um fenômeno natural de absorção do oxigênio da atmosfera para uma superfície líquida (neste caso a água) (JIRKA et al., 2010). Ela é controlada por uma complexa interação de fatores difusivos em conjunto com fenômenos turbulentos na interface ar-água (LOPES SILVA et al., 2020). Esta interação pode ser resumida em um único parâmetro, conhecido como coeficiente de reaeração superficial ( $K_2$ ).

O  $K_2$  é considerado o parâmetro mais importante dos modelos matemáticos de qualidade da água, os quais são utilizados para prever a capacidade de autodepuração e definir o grau de tratamento dos efluentes a serem lançados nos corpos d'água (MOOG e JIRKA, 1999). Por isso, desde meados do século passado, pesquisadores desenvolvem equações e técnicas com o objetivo de realizar uma estimativa acurada deste coeficiente. Ao estimar erroneamente o valor de  $K_2$  e, assim, usá-lo em um modelo de qualidade da água, as conclusões resultantes poderão conduzir a prejuízos de natureza econômica e ambiental, em diversas situações. Por exemplo, se em um curso de água natural o  $K_2$  for subestimado, o grau de tratamento dos efluentes indicado pelo modelo de qualidade da água será maior que o necessário e, em consequência, os custos associados mais elevados. De

outro modo, se o valor do  $K_2$  empregado for superestimado, então o grau de tratamento indicado será insuficiente e o enquadramento dos corpos d'água pela CONAMA 357/2005 para o oxigênio dissolvido poderá ser violado, com o comprometimento da qualidade da água e seus usos múltiplos.

Diante da importância do  $K_2$  para os modelos de qualidade da água e, conseqüentemente, para a gestão dos recursos hídricos, neste capítulo iremos apresentar e discutir, as vantagens e desvantagens, das principais equações e técnicas utilizadas para a estimativa deste coeficiente.

## Modelos matemáticos de qualidade da água

Os modelos matemáticos de qualidade da água são ferramentas essenciais para a gestão dos recursos hídricos. Com eles é possível avaliar os processos de assimilação da carga de matéria orgânica biodegradável e definir os trechos do corpo d'água mais susceptíveis a poluição (Mateus et al., 2015). Por isso, a aplicação desses modelos é exigida nos estudos de licenciamento ambiental de atividades que lançam efluentes nos corpos d'água.

O marco inicial do uso dos modelos matemáticos nos estudos da poluição dos corpos hídricos foi em 1925 com o clássico modelo de Streeter-Phelps. Este modelo descreveu o acréscimo, seguido do decréscimo, do déficit de oxigênio a jusante de uma fonte de material orgânico (GONÇALVES, 2009). Por restrições de recursos computacionais da época, as soluções do modelo eram limitadas. Isto significava que as aplicações eram geralmente restringidas à cinética linear, geometrias simples e regime estacionário (CHAPRA, 2014). Com o desenvolvimento da tecnologia e dos recursos computacionais, modelos mais sofisticados e complexos foram desenvolvidos, entre eles destacam-se: DECS, DOSAG, QUAL I, QUAL II, QUAL2E e QUAL2K (ORLOB, 1992; CHAPRA, 2014).

O aumento da complexidade dos modelos é resultado da adição de mais coeficientes e variáveis de qualidade da água a serem simuladas. Apesar de os modelos mais complexos terem maior capacidade de simular os processos que ocorrem no corpo d'água, a aplicação deles tornou-se mais laboriosa, uma vez que um número maior de coeficientes necessitava ser estimado. No Brasil, onde as informações disponíveis em relação aos dados de monitoramento ainda são limitadas, obter tais estimativas para o uso de modelos mais complexos pode ser inviável e os resultados das simulações podem ser divergentes dos esperados (MATEUS et al., 2015).

A estimativa do coeficiente de reaeração superficial ( $K_2$ ) pode ser usada como exemplo da dificuldade de simulações precisas. Devido aos elevados custos, as técnicas mais acuradas para a estimativa de  $K_2$  são pouco utilizadas no Brasil. Para contornar esse fato, a estimativa de  $K_2$  é, geralmente, realizada com uso de equações empíricas, as quais, muitas vezes, fornecem “pobre” estimativa. Melching e Flores (1999) mostraram que os erros padrão de estimativa obtidos ao aplicar as equações podem variar de 44 a 61%. Por isso, as pesquisas relacionadas à modelagem de qualidade da água devem focar no desenvolvimento de métodos e técnicas que melhorem a estimativa dos coeficientes que integram os modelos de qualidade da água.

## Importância do coeficiente de reaeração para os modelos matemáticos de qualidade da água

As análises de sensibilidade dos modelos de qualidade da água mostram que o  $K_2$  é o coeficiente cinético que mais influencia nos valores da concentração de oxigênio dissolvido. Mateus et al. (2015) mostraram que o coeficiente de reaeração apresenta sensibilidade maior do que o coeficiente de desoxigenação e de sedimentação da matéria orgânica. Entretanto, Costa e Teixeira (2011) verificaram que o coeficiente de reaeração é menos sensível que a vazão do rio. A maior sensibilidade do coeficiente de reaeração em relação a outros coeficientes pode estar ligada ao fato de que a faixa de variação dos valores de  $K_2$  (0,1 a 100 d<sup>-1</sup>) é bem mais ampla do que a faixa de variação de outros coeficientes, como: coeficiente de desoxigenação, coeficiente de sedimentação, coeficiente de nitrificação, etc. (MATEUS et al., 2015).

Gonçalves (2009) demonstra que a variação de 6,5 a 14,7 dia<sup>-1</sup>, dos valores de  $K_2$ , pode resultar em uma grande disparidade entre os perfis de concentração de oxigênio dissolvido em um rio. Para  $K_2$  igual a 6,5 dia<sup>-1</sup>, o valor de OD mínimo encontrado foi de 3,9 mg L<sup>-1</sup>; e para  $K_2$  igual a 14,7 dia<sup>-1</sup>, o valor de OD mínimo encontrado foi de 5,7 mg L<sup>-1</sup>. Essa disparidade pode conduzir a uma interpretação errônea do efeito dos esgotos sanitário sobre o OD de um rio e, conseqüentemente, resultar em uma determinação imprópria da eficiência requerida por uma estação de tratamento de esgoto (ETE).

## Definição matemática do coeficiente de reaeração superficial

A reaeração é um fenômeno de transferência de massa na interface ar-água. Esse fenômeno ocorre se uma condição de não equilíbrio entre a fase ar e a fase água existir para o oxigênio. Por isso, a taxa de massa de oxigênio através da interface é proporcional ao déficit de oxigênio com relação ao seu valor máximo ( $C_s$ ). Assumindo um reator de mistura completa, o balanço de massa para o oxigênio é (Gualtieri et al., 2002):

$$(1) \quad Vz \frac{dC}{dt} = K_L A (C_s - C)$$

Onde: V é o volume de água [L<sup>3</sup>], A é área da interface ar-água [L<sup>2</sup>],  $C_s$  é a concentração de saturação [M L<sup>-3</sup>], e  $K_L$  é a velocidade de transferência de massa de oxigênio [L T<sup>-1</sup>].

Como na maioria dos casos, a área A é de difícil determinação, especialmente em situações de agitação intensa, o termo  $[(K_L A) V^{-1}]$  é substituído pela notação  $K_2$ , coeficiente de reaeração superficial (T<sup>-1</sup>).

**(2)**

$$\frac{dC}{dt} = K_2(C_s - C)$$

Para a condição inicial  $C(0) = C_0$ , a solução da Equação 2 é dada pela seguinte expressão:

**(3)**

$$C = C_s + (C_0 - C_s)\exp(-K_2t)$$

Onde: “exp” representa a função exponencial e  $t$  é o tempo (T).

Essa forma de evolução é observada em muitos experimentos, seja em escala laboratorial ou em campo (particularmente em rios, quando a variável temporal é substituída pela distância longitudinal dividida pela velocidade média do escoamento).

## MODELOS TEÓRICOS E EMPÍRICOS

Os três modelos teóricos mais usados para representar a transferência de massa de oxigênio na interface ar-água são: modelo dos dois filmes, modelo da penetração e modelo da renovação superficial.

### Modelo dos dois filmes

O modelo dos dois filmes foi proposto por Lewis e Whitman (1924). Este modelo considera que a taxa de absorção de oxigênio é controlada por dois filmes superficiais, um filme gasoso e o outro líquido. A estimativa da transferência de massa de oxigênio é construída com base em três hipóteses básicas: (i) fluxo laminar ao longo de ambos os lados da interface ar-água, (ii) condições de estado estacionário, (iii) estabelecimento instantâneo de condições de equilíbrio entre as fases ar e água na interface (SHIAU, 1995). As três condições assumidas levam a formação de um perfil linear de concentração no interior dos filmes estagnados, onde a transferência ocorre por difusão molecular, e a seguinte relação pode ser inferida (COSTA, 2011).

**(4)**

$$K_L = \frac{D_m}{\delta}$$

Onde:  $D_m$  é o coeficiente de difusão molecular [ $L^2 T^{-1}$ ], e  $\delta$  é espessura do filme estacionário, [L].

Na interpretação de Gonçalves (2012), a principal dificuldade do modelo de dois filmes é o fato de  $\delta$  ser dependente do tempo, espaço e da difusão turbulenta em um campo de escoamento. Chapra (2014) recomenda que o modelo dos dois filmes seja aplicado apenas em águas calmas, como reservatórios e lagos.

### Modelo da penetração

O modelo da penetração foi descrito por Higbie em 1935 e, diferentemente do modelo de dois filmes, o autor descarta a hipótese de filmes estacionários (Bicudo, 1988). A nova ideia propõe a existência de turbilhões no escoamento. Estes turbilhões fazem com que elementos de fluido ascendam até a superfície e permanecem por um tempo médio em contato com a interface gasosa. Durante esse tempo médio, o oxigênio penetra no elemento de fluido, o qual em seguida é levado, por outros turbilhões, para regiões mais profundas do escoamento. O transporte dos elementos de fluido, do fundo até a interface e da interface até o fundo, garante que a superfície esteja sempre renovada, e que a existência do gradiente de concentração seja o motor da transferência de oxigênio. Assumindo esta hipótese, o  $K_L$  pode ser determinado da seguinte forma:

(5)

$$K_L = 2 \sqrt{\frac{D_m}{\pi t_e}}$$

Onde:  $t_e$  é tempo médio de contato da parcela fluida na interface [T].

Na Equação 5, o efeito da turbulência é representado pelo tempo médio de contato. Quanto menor for a turbulência, maior será o tempo médio de contato do elemento de fluido e, conseqüentemente, menor a velocidade de transferência de massa de oxigênio. A dificuldade em aplicar o modelo de penetração é que ainda não há equacionamento definitivo para estimativa do tempo médio de contato.

### Modelo da renovação superficial

Danckwerts (1951) ampliou a abordagem proposta por Higbie, considerando que os elementos de fluido estariam na interface por períodos finitos. Devido à turbulência, o tempo de contato entre os elementos de fluido e a interface seria distribuído de forma aleatória (randomicamente); ou seja, os elementos de fluido seriam expostos à superfície por diferentes períodos. O autor assumiu que a taxa de produção de novas superfícies ( $r$ ) [ $T^{-1}$ ] era independente da idade do elemento de fluido. Desta forma, o  $K_L$  pôde ser obtido da seguinte forma:

(6)

$$K_L = \sqrt{D_m r}$$

Neste modelo, a taxa de produção de novas superfícies é o parâmetro associado à turbulência. Como ocorrido para os outros dois modelos teóricos apresentados, a estimativa de  $r$  ainda não é uma questão fechada, por estar associado a um fenômeno de complexo equacionamento.

Apesar das dificuldades em aplicar os modelos teóricos em campo, devido à inexistência de equações e técnicas para a estimativa de  $\delta$ ,  $t_c$  e  $r$ , é reconhecido que os modelos, dos dois filmes, da penetração e da renovação superficial, formaram a base para o desenvolvimento dos modelos que se seguiram.

### Modelos semi-empíricos

Os modelos semi-empíricos resultam da combinação de considerações teóricas e dados experimentais. Análises de regressão e correlação são utilizadas para ajustar as relações teóricas aos dados experimentais. Os dois primeiros modelos semi-empíricos desenvolvidos foram: o de Krenkel e Orlob, postulado em 1962 e o de Thackston e Krenkel, postulado em 1969 (BENNETT e RATHBUN, 1972). Com esses modelos, o  $K_2$  é estimado a partir de parâmetros como: velocidade do escoamento, profundidade e declividade. A confiabilidade dos modelos semi-empíricos está associada à qualidade na qual os dados de concentração de OD e dos parâmetros físicos do escoamento foram medidos. Adicionalmente, a aplicação desses modelos é restrita às faixas de valores dos parâmetros geométricos e hidráulicos do escoamento, nas quais os dados experimentais foram coletados.

Costa et al. (2015) desenvolveram um modelo semi-empírico em que  $K_2$  pode ser estimado a partir de parâmetros como: velocidade do escoamento, profundidade, número de Froude, e rugosidade do leito. A inovação deste trabalho foi mostrar que a rugosidade do leito interfere significativamente no fenômeno de reaeração superficial. A variação da rugosidade do leito foi ocasionada por elementos rugosos dispostos transversalmente ao escoamento. As dimensões características dos elementos rugosos eram: altura ( $e$ ) e distanciamento entre os elementos ( $\lambda$ ).

Os autores utilizaram três velocidades médias do escoamento (0,11; 0,16 e 0,22 m s<sup>-1</sup>) e três profundidades (0,08; 0,12 e 0,16 m). A construção do modelo foi realizada por meio da análise dimensional, utilizando-se o Teorema-Pi de Buckingham. O modelo é expresso pela Equação 7.

(7)

$$K_2 = \frac{U}{H} \left[ 0,2294 \left( \frac{e}{H} \right)^{-0,6394} \left( \frac{\lambda}{H} \right)^{-0,8348} (F_r)^{0,0259} \right]$$

Onde: U é a velocidade média do escoamento [L T<sup>-1</sup>], H é a profundidade da lâmina de água [L], F<sub>r</sub> é número de Froude, e é rugosidade do leito [L], representada pelas características geométricas de altura dos elementos rugosos, e λ é o distanciamento desses elementos [L].

Os autores concluíram que, o modelo desenvolvido (r<sup>2</sup> = 0,89), pode ser utilizado na previsão do K<sub>2</sub>, visto que os parâmetros do escoamento (U, H,  $\frac{\lambda}{e}$ ) encontrem-se dentro dos seguintes limites:

$$0,11 \text{ m s}^{-1} \leq U \leq 0,222 \text{ m s}^{-1}; 0,08 \text{ m} \leq H \leq 0,16 \text{ m} \text{ e } \infty \leq \frac{\lambda}{e} \leq 3,30$$

O modelo só poderá ser aplicado, em condições que extrapolam esses limites, se ele for validado, a partir de novos ensaios, e em condições experimentais diferentes das quais a Equação 7 foi produzida.

Gonçalves et al. (2017) desenvolveram uma equação semi-empírica, baseada em análise dimensional e de regressão linear múltipla, que considera o efeito da turbulência, da superfície livre, sobre a estimativa de K<sub>2</sub>. Esse efeito é quantificado pela adição de um novo número adimensional, o qual é resultante da relação entre o RMS (*Root Mean Square*) da velocidade vertical da superfície livre e a velocidade do escoamento. Os ensaios de reaeração e o mapeamento vertical da velocidade da superfície livre foram realizados em um canal hidráulico circular. A velocidade do escoamento variou de 0,25 a 0,64 m s<sup>-1</sup> e a profundidade variou de 0,09 a 0,15 m. A flutuação da superfície livre para o cálculo do RMS foi feita por meio de um sensor ultrassônico. Aplicando o Teorema-Pi de Buckingham, a equação resultante é dada por:

(8)

$$\frac{K_2 H}{U} = a R_e^b F_r^c \left( \frac{W_{RMS}}{U} \right)^d$$

Onde: a, b, c e d são números adimensionais, que foram estimados com base em dados experimentais e na análise de regressão linear múltipla, R<sub>e</sub> é o número de Reynolds, F<sub>r</sub> é o número de Froude, H é a profundidade [L], U é a velocidade [L T<sup>-1</sup>] e W<sub>RMS</sub> é o RMS da velocidade vertical da superfície livre [L T<sup>-1</sup>].

Os resultados obtidos mostraram que a Equação 8 gerou resultados mais precisos do que equações baseadas apenas em parâmetros hidráulicos tradicionais ( $R_c$ ,  $F_p$ ,  $U$ ,  $H$ ), que não representam os fenômenos que ocorrem na superfície livre. O número adimensional ( $W_{RMS}/U$ ) conseguiu capturar os efeitos dinâmicos produzidos pela deformação da superfície. Os autores alertam que os resultados encontrados no estudo são válidos para o escoamento subcrítico e apenas para canais lisos. Eles sugerem investigar a aplicabilidade das condições para escoamento supercrítico e avaliar o efeito da temperatura sobre o número adimensional  $W_{RMS}/U$ .

## Modelos Empíricos

Os modelos empíricos resultam da análise de regressão, pelo método dos mínimos quadrados, de variáveis consideradas pertinentes pelo investigador, ou que são resultantes da análise dimensional de parâmetros hidráulicos e propriedades do gás e líquido (BENNETT e RATHBUN, 1972).

A primeira tentativa para relacionar parâmetros hidráulicos do escoamento com o  $K_2$  foi realizada por Streeter e Phelps (1925). Eles propuseram uma relação de dependência de  $K_2$  com a velocidade média do escoamento e com a profundidade:

$$(9) \quad K_2 = C \frac{U^W}{H^J}$$

Onde:  $U$  é a velocidade do escoamento [ $L T^{-1}$ ],  $H$  é a profundidade [ $L$ ],  $C$  é uma constante obtida por meio da análise de regressão dos dados, e  $W$  e  $J$  devem ser determinados para a situação hidráulica na qual encontrem-se os dados.

A partir daí, um número elevado de equações empíricas foi desenvolvido com base na análise de regressão e correlação de dados laboratoriais e de campo. Várias técnicas de campo foram empregadas na elaboração dos estudos, tais como, a dos traçadores gasosos, do distúrbio de equilíbrio, do balanço de massa e outras.

Na Tabela 1 são apresentadas as principais equações empíricas desenvolvidas até o início dos anos 70.

**Tabela 1.** Equações empíricas para estimativa do  $K_2$  ( $\text{dia}^{-1}$ ) para rios.

| Equação                                      | Referência                  |
|--|-----------------------------|
| $K_2 = 3,93 \frac{U^{0,5}}{H^{1,5}}$         | O'Connor & Dobbins (1958)   |
| $K_2 = 5,03 \frac{U^{0,969}}{H^{1,673}}$     | Churchill et al. (1962)     |
| $K_2 = 5,34 \frac{U^{0,67}}{H^{1,85}}$       | Owens et al. (1964)         |
| $K_2 = 4,75 \frac{U}{H^{1,5}}$               | Isaacs & Gaudy (1968)       |
| $K_2 = 10,9 \left(\frac{U}{H}\right)^{0,85}$ | Nagulescu & Rojanski (1969) |
| $K_2 = 4,54 \frac{U^{0,703}}{H^{1,054}}$     | Padden & Gloyna (1972)      |

Gonçalves (2009) alerta que essas equações não podem ser empregadas em condições diferentes das quais foram originadas. Gualtieri et al. (2002) reconhecem que as equações empíricas encontradas na literatura não fornecem previsões confiáveis, uma vez que muitos parâmetros envolvidos no fenômeno de transferência de massa de oxigênio foram negligenciados em suas formulações. Os autores sugerem que parâmetros como: aceleração gravitacional, fator de forma de seção transversal, velocidade de cisalhamento, número de Froude, coeficiente de rugosidade de Manning e taxa de dissipação de energia por unidade de massa devam ser contabilizados.

## TÉCNICAS USADAS PARA DETERMINAÇÃO DO COEFICIENTE DE REAERAÇÃO SUPERFICIAL

### Balço de oxigênio dissolvido

A primeira técnica desenvolvida para a estimativa do coeficiente de reaeração é conhecida como técnica do balanço de oxigênio dissolvido. A técnica é fundamentada no modelo unidimensional desenvolvido por Streeter e Phelps (1925):

(10)

$$\frac{dC}{dt} = K_1L - K_2(C_s - C)$$

Onde: C é a concentração de oxigênio dissolvido observado [M L<sup>-3</sup>], C<sub>s</sub> é concentração de saturação de OD [M L<sup>-3</sup>], L é a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) [M L<sup>-3</sup>], K<sub>1</sub> é o coeficiente de desoxigenação [T<sup>-1</sup>] e t é o tempo [T].

O K<sub>2</sub> é obtido pela calibração do modelo, apresentado na Equação 10, aos dados experimentais de concentração de OD obtidos ao longo do perfil longitudinal do rio. Na Equação 10, o modelo considera somente a DBO como sumidouro de OD. Esta hipótese, para muitos trechos de escoamentos naturais, pode produzir imprecisão na estimativa de K<sub>2</sub>; uma vez que, o erro oriundo de não considerar outras fontes (*e.g.*, fotossíntese) e outros sumidouros (*e.g.*, respiração ecossistêmica, nitrificação, demanda bentônica) é incorporado no valor de K<sub>2</sub>. Por outro lado, a consideração de todas as fontes e sumidouros, apesar de melhorar a estimativa de K<sub>2</sub>, aumentará o custo de aplicação da técnica, já que outros parâmetros e coeficientes, além da DBO e do K<sub>1</sub>, teriam que ser determinados.

Bennett e Rathbun (1972) pesquisaram a contribuição da não inclusão de algumas fontes e sumidouros de OD (análise de sensibilidade), quando presentes em corpo d'água, sobre a incerteza do cálculo do K<sub>2</sub>. Eles concluíram que a produção fotossintética é o principal fator, seguindo-se, por ordem de importância, os erros nas medidas do déficit de OD, os erros no cálculo do K<sub>1</sub>, e a avaliação da DBO carbonácea. Diante deste contexto, fica evidente que a técnica do balanço de oxigênio dissolvido está sujeita a erros significativos, resultantes das várias fontes e sumidouros de oxigênio dissolvido, que muitas vezes não podem ser consideradas como uniformemente distribuídas em um curso d'água e são, em geral, de comportamento irregular devido à sua natureza bioquímica.

### Traçadores gasosos

Essa técnica é baseada no modelo da teoria cinética de Tsivoglou et al. (1965). Em escala laboratorial, o autor sugeriu que a razão entre o coeficiente de transferência de massa, para dois gases no mesmo líquido, é igual ao inverso da razão da difusão molecular desses gases, independente da temperatura e das condições de turbulência. O autor propôs estimar a transferência de massa de oxigênio mediante a dissolução de um outro gás (*i.e.*, traçador gasoso) a montante do trecho em estudo. A metodologia está associada em determinar o coeficiente de desorção (K<sub>T</sub>) [T<sup>-1</sup>] do gás traçador e multiplicá-lo por um fator de conversão (R<sub>T</sub>). O produto entre K<sub>T</sub> e R<sub>T</sub> é igual ao K<sub>2</sub> para o percurso estudado.

(11)

$$R_T = \frac{K_2}{K_T}$$

No passado essa técnica utilizava, como traçador, gases radioativos (*e.g.*, criptônio-isótopo 85). Devido à natureza perigosa da radiação e dos controles rígidos sobre o uso de traçador radioativo, os pesquisadores substituíram os gases radioativos por hidrocarbonetos leves, entre eles destacam-se: etileno e propano (RATHBUN et al., 1978). Além do etileno e o propano, outros gases também são utilizados: clorometano (WILCOCK I, 1984), hélio-3 (CLARK et al., 1996), hexafluoreto de enxofre (HIBBS, 1998) e xenônio (BENSON et al., 2014)like sulfúrio hexafluorídico (SF<sub>6</sub>). A Tabela 2 mostra valores do fator de conversão dos diferentes gases traçadores.

**Tabela 2.** Fatores de conversão para diferentes traçadores. Fonte: Adaptado de Chapra (2014).

| Traçador                | R <sub>T</sub> | Referência                 |
|-------------------------|----------------|----------------------------|
| Etileno                 | 1,15           | Rathbun et al. (1978)      |
| Propano                 | 1,39           | Rathbun et al. (1978)      |
| Clorometano             | 1,40           | Wilcock (1984a,b)          |
| Hexafluoreto de enxofre | 1,38           | Canale et al. (1995)       |
| Criptônio               | 1,20           | Tsivoglou & Wallace (1972) |

Pinheiro et al. (2012) testaram o uso do GLP (gás liquefeito de petróleo), conhecido como gás de botijão ou gás de cozinha, como gás traçador em ensaios de reaeração superficial. Foram realizados 15 ensaios em trechos de rios com características hidrodinâmicas distintas. Os autores encontraram valores para K<sub>2</sub> que variam de 25 a 320 dia<sup>-1</sup>, para diferentes condições hidráulicas e hidrodinâmicas dos corpos d'água analisados. Eles concluíram que o uso de GLP é viável para determinação do K<sub>2</sub>. O GLP mostrou as seguintes vantagens: fácil acesso comercial; comodidade para realização dos ensaios em campo; resultados equiparáveis com a técnica que usa propano em alto grau de pureza; e redução no custo de aplicação da técnica dos traçadores gasosos.

Ferreira (2018) realizou a estimativa de K<sub>2</sub> utilizando o hexafluoreto de enxofre (SF<sub>6</sub>) como gás traçador, em quatro riachos tropicais localizados no município de São Carlos/SP. As características hidráulicas dos trechos foram: profundidade média (inferiores a 0,42 m); largura média (inferiores a 3,27 m); vazão média (0,001 a 0,110 m<sup>3</sup> s<sup>-1</sup>); velocidade média (0,01 a 0,33 m s<sup>-1</sup>). Para essas condições hidráulicas, os valores de K<sub>2</sub> encontrados variaram de 16,9 a 371,8 dia<sup>-1</sup>. Ele concluiu que os valores de K<sub>2</sub> encontrados, para os riachos, são compatíveis com os encontrados na literatura, para rios e riachos brasileiros. O autor sugere que novas investigações, usando traçadores mais solúveis (*e.g.*, óxido nítrico e xenônio), sejam realizadas.

Benson et al. (2014) avaliaram o uso do SF<sub>6</sub> e do xenônio (Xe), na estimativa do K<sub>2</sub> em dois riachos (Sagehen e Martis) na Califórnia/EUA. No riacho Sagehen foi utilizado somente o SF<sub>6</sub> e no riacho Martis foram utilizados SF<sub>6</sub> e Xe. Os valores de K<sub>2</sub> encontrados utilizando o SF<sub>6</sub> foram: 61 dia<sup>-1</sup> para a cabeceira do riacho Sagehen; 66 dia<sup>-1</sup> para a parte baixa do riacho Sagehen; 47 dia<sup>-1</sup> para o riacho Martis. Enquanto que o valor encontrado de K<sub>2</sub> para o riacho Martis usando o xenônio foi de 57 dia<sup>-1</sup>. Eles concluíram que a diferença entre os valores obtidos pelos dois traçadores está associada ao processo de injeção do gás. O SF<sub>6</sub> é menos solúvel que o Xe; por isso, parte da carga de SF<sub>6</sub> é perdida para atmosfera. Além disso, devido às preocupações crescentes sobre os gases de efeito estufa, o uso de gases como SF<sub>6</sub> é cada vez mais questionável. A tendência é que gases nobres como Xe e hélio tornem-se opções mais viáveis para os estudos de reaeração superficial.

A técnica dos traçadores gasosos tem sido considerada como o método mais eficiente na determinação do K<sub>2</sub>. Entretanto restrições à disponibilidade financeira, ambientes de baixa transferência, traçadores mais eficientes e equipe técnica especializada, para trabalhos em campo, ainda são obstáculos a serem vencidos.

## Método delta

Odum (1956) sugeriu que o processo fotossintético poderia ser estimado usando um balanço de massa combinado com medições diurnas de OD. Posteriormente, Chapra e Di Toro (1991) divulgaram um método gráfico para aplicar a ideia de Odum, o qual era mais simples de ser implementado. A expressão gráfica ficou conhecida como método delta. Esse método possibilita estimar o K<sub>2</sub>, a produção primária bruta e a respiração ecossistêmica por meio de medições diurnas de oxigênio dissolvido.

De acordo com Chapra (2014), para situações em que os organismos responsáveis pela produção primária estão uniformemente distribuídos por uma longa distância ( $>3U/K_2$ ), o déficit de OD não varia espacialmente e o balanço de massa pode ser descrito por:

(12)

$$\frac{dD}{dt} + K_2D = R - P(t)$$

Onde: D é o déficit de oxigênio dissolvido [M L<sup>-3</sup>], t é o tempo [T], U é velocidade [L T<sup>-1</sup>], K<sub>2</sub> é coeficiente de reaeração superficial [T<sup>-1</sup>], R é respiração [M L<sup>-3</sup> T<sup>-1</sup>], e P(t) é a produção primária [M L<sup>-3</sup> T<sup>-1</sup>]. P(t) pode ser aproximada por metade de uma função senoidal (Figura 1a) e ser expressa pela série de Fourier.

(13)

$$P(t) = P_m \left\{ \frac{2f}{\pi} + \sum_{n=1}^{\infty} b_n \cos \left[ \frac{2\pi n}{T_p} \left( t - \frac{fT_p}{2} \right) \right] \right\}$$

(14)

$$b_n = \cos(n\pi f) \frac{4\pi/f}{(\pi/f)^2 - (2\pi n)^2}$$

Onde:  $P_m$  é a produção primária bruta máxima,  $f$  é a fração do dia sujeita a luz solar (fotoperíodo),  $T_p$  é período de um dia (i.e., 1 dia, 24 horas, etc., dependendo da unidade de tempo).

O ajuste da série de Fourier à curva de produção primária é mostrado na Figura 1a. Para obtenção deste ajuste, considera-se que a respiração ecossistêmica é constante.

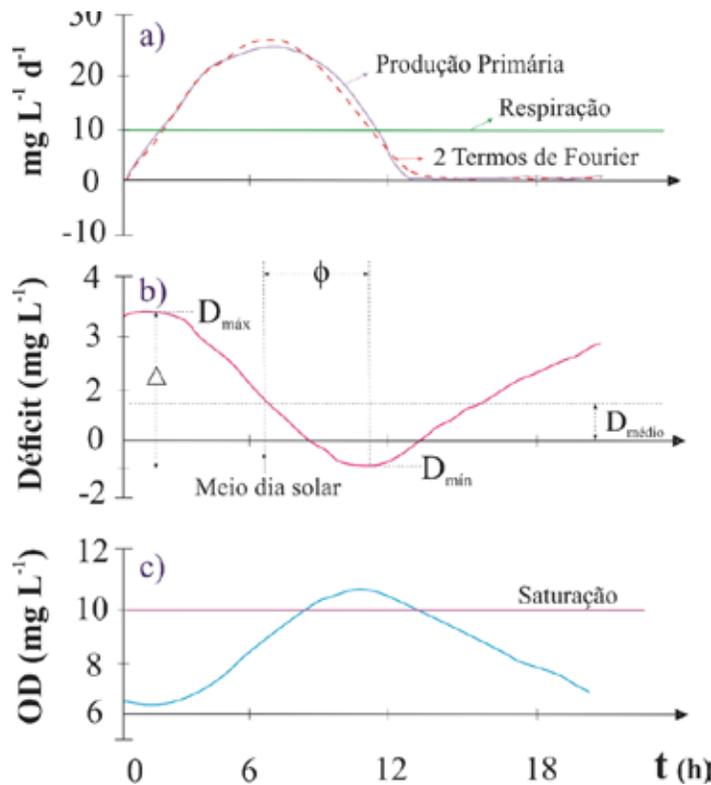
Como a solução das Equações 12 e 13 não permite uma expressão analítica simples, as funções foram estimadas por métodos numéricos e apresentadas em forma de gráficos. O método delta utiliza três características da curva de medições diurnas de OD para a obtenção dos resultados (Figura 1b): deslocamento vertical médio ( $D_{\text{médio}}$ ) da curva de déficit de OD, variação vertical ( $\Delta$ ) e deslocamento horizontal ( $\Phi$ ), definido como o intervalo de tempo entre o meio dia solar e o instante que ocorre o mínimo déficit de OD. O deslocamento vertical médio é governado pela interação da reaeração superficial, produção primária bruta e respiração (Equação 15).

(15)

$$D_{\text{médio}} = \frac{R - P}{K_2}$$

O  $K_2$  pode ser expresso como uma função de  $\Phi$ , conforme mostrado graficamente por Chapra e Di Toro (1991). Para  $\Phi > 3$  horas, a estimativa de  $K_2$  torna-se sensível também ao fotoperíodo. Desta forma, o  $K_2$  pode ser estimado a partir da curva de déficit de OD e do fotoperíodo, independentemente da taxa de produção primária bruta e respiração.

A relação  $\Delta/P$  é dependente do coeficiente de reaeração e do fotoperíodo, conforme mostrado graficamente por Chapra e Di Toro (1991). Entretanto, quando  $K_2 < 1 \text{ dia}^{-1}$ , a relação torna-se unicamente dependente do fotoperíodo. Por outro lado, em rios com elevado  $K_2$ , o fotoperíodo é menos importante e a relação torna-se mais dependente da reaeração superficial.



**Figura 1.** Representação do método delta. a) Produção primária bruta e respiração; b) déficit do oxigênio dissolvido; c) concentração de oxigênio dissolvido em função do tempo. Fonte: Adaptado de Chapra (2014).

Chapra e Di Toro (1991) destacam ainda que o método delta possui incertezas consideráveis quando aplicado nas seguintes condições: (1)  $\Phi < 1$  hora, uma vez que nesta faixa a reaeração é sensível ao parâmetro  $\Phi$ ; (2) escoamentos com  $K_2 > 1 \text{ dia}^{-1}$ .

Posteriormente, McBride e Chapra (2005) reavaliaram o método delta e propuseram, o que eles chamaram de aproximação do método delta. Essa nova análise evita a necessidade do uso de métodos gráficos. Assim o  $K_2$  pode ser estimado por meio da Equação 16.

$$(16)$$

$$K_2 = 7,5 \left( \frac{5,3\eta - \Phi}{\eta\Phi} \right)^{0,83}$$

Em que o fator de correção do fotoperíodo é:

$$(17)$$

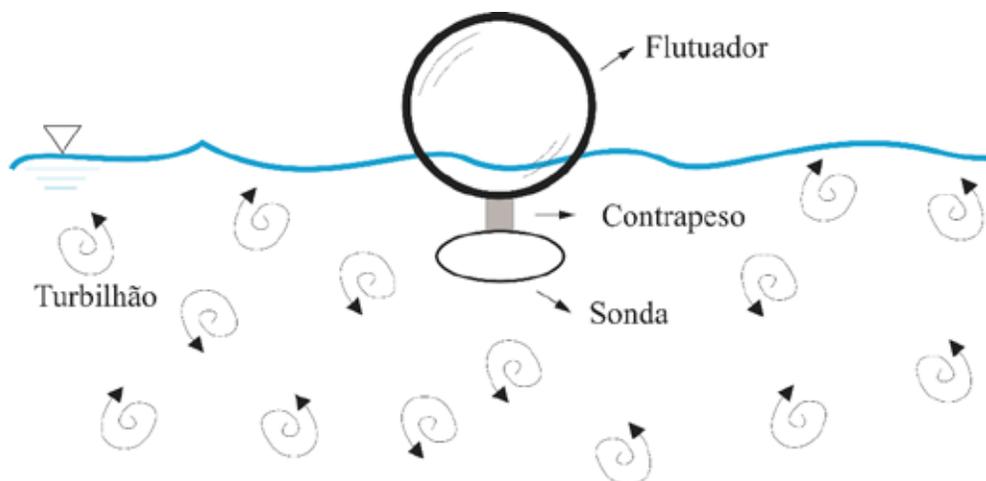
$$\eta = \left( \frac{f}{14} \right)^{0,75}$$

Mcbride e Chapra (2005) alertam que a discrepância entre o método Delta e o método aproximado é menor para fotoperíodos moderados (i.e., entre 10 e 14h) e valores baixos a moderado de  $K_2$  (i.e., inferiores a  $10 \text{ d}^{-1}$ ).

Graepin (2016) aplicou o método aproximado em cinco bacias hidrográficas localizadas nos municípios de Santa Maria e Itaara, região central do Rio Grande do Sul. A autora concluiu que o método aproximado apresenta incertezas nas seguintes condições: vazão superior a  $1,0 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  para bacia João Goulart, rios com elevada concentração de matéria orgânica, baixos valores (0,13 horas) de  $\Phi$ , baixos ( $< 12^\circ\text{C}$ ) valores de temperatura da água, e rios com captação de água para abastecimento.

### Sonda solúvel flutuante

Uma alternativa à técnica dos traçadores gasosos foi proposta por Giorgetti & Giansanti (1983). Eles propuseram medir o  $K_2$  a partir da dissolução de sólidos flutuantes na superfície da água. Este método é fundamentado na hipótese que a dissolução de um sólido é aumentada por turbilhões que de modo randômico atingem e renovam a superfície da água. Esses turbilhões também são responsáveis por aumentar a transferência de oxigênio para o corpo d'água. Como os dois fenômenos de transferência de massa, dissolução e reaeração superficial, dependem do nível de agitação (turbulência) do líquido, os autores acreditavam ser possível relacionar a velocidade de dissolução do sólido ( $V_s$ ) com o  $K_2$ . Na Figura 2 é observado o desenho esquemático que retrata a aplicação desta técnica.



**Figura 2.** Esquema da técnica da sonda solúvel flutuante. O esquema apresenta a hipótese de que o movimento dos turbilhões aumenta a dissolução da sonda e a transferência de oxigênio.

A técnica foi descrita primeiramente considerando que o fenômeno de dissolução do sólido poderia ser representado por um modelo de primeira ordem, utilizando balas de açúcar como sonda solúvel (GIORGETTI e GIANANTI, 1983). Posteriormente, Schulz (1985) alterou o modelo de primeira ordem para um modelo cúbico, utilizando, como sonda solúvel, um monocristal de sódio de formato cúbico. Mais adiante Giorgetti et al. (1986) reavaliaram a técnica e propuseram que a mudança da área superficial, como função do tempo, é descrita pela série de Taylor, com as dimensões características do cubo  $a_0$ ,  $b_0$  e  $c_0$ . As três propostas são representadas pelas Equações 18, 19 e 20.

(18)

$$\frac{M}{M_0} = e^{(-K_s t)}$$

Onde:  $M$  é a massa do sólido em um tempo  $t$  [M],  $M_0$  é a massa inicial do sólido [M],  $K_s$  é o coeficiente de dissolução do sólido [ $T^{-1}$ ] e  $t$  é o tempo de exposição [T].

(19)

$$\frac{M}{M_0} = \left(1 - \frac{V_s t}{L_0}\right)^3$$

Onde:  $L_0$  é a dimensão característica inicial do cubo [L],  $V_s$  é a velocidade de dissolução [ $L T^{-1}$ ] e  $(V_s L_0^{-1})$  tem a mesma dimensão que o  $K_2$ . = - 2

(20)

$$\frac{M_0 - M}{M} = -2 \frac{(a_0 b_0 + b_0 c_0 + a_0 c_0)}{a_0 b_0 c_0} V_s t + 4 \frac{(a_0 + b_0 + c_0)}{a_0 b_0 c_0} (V_s t)^2 - 8 \frac{1}{a_0 b_0 c_0} (V_s t)^3$$

Bicudo e James (1989) desenvolveram uma sonda solúvel plana, cujo processo de dissolução ocorria de forma unidimensional. A sonda solúvel plana pode ser definida como um sólido de formato cilíndrico, cuja área lateral e da base superior são envolvidas por uma cápsula impermeável. Dessa forma, apenas a área da base inferior, em contato com escoamento, era submetida à dissolução. Apesar da boa correlação ( $r > 0,8$ ) obtida entre a velocidade de dissolução unidimensional do sólido e o fenômeno de reaeração superficial, verificou-se que a forma cilíndrica do sólido apresentava como problema o efeito de borda, produzido pela cápsula utilizada para induzir a dissolução unidimensional.

Ferreira et al. (2018) estudaram a relação entre  $K_L$  e  $V_S$  utilizando uma nova configuração da sonda solúvel flutuante (SSF). Eles usaram uma sonda esférica constituída de ácido oxálico dihidratado, em dois sistemas de geração de turbulência: tanque agitado por jatos e canal hidráulico circular. Os resultados mostraram que: há uma forte correlação entre  $K_L$  e  $V_S$ , para os dois equipamentos utilizados ( $r = 0,953$  para o tanque agitados por jatos e  $r = 0,895$  para o canal hidráulico circular); a relação entre os dois parâmetros foi alterada em função do equipamento utilizado; a razão entre  $K_L$  e  $V_S$  aumentou para maiores números de Reynolds, relevando que o  $K_L$  foi mais sensível à turbulência do que  $V_S$ . Os autores recomendam que ensaios em escala real (escoamentos naturais) ainda são necessários, para validação dos resultados obtidos no trabalho, e sugerem que pesquisas futuras avaliem diferentes compostos químicos e diferentes geometrias para as sondas flutuantes.

A técnica da sonda solúvel flutuante é promissora, uma vez que é um método alternativo de baixo custo (*i.e.*, tanto na sua confecção quanto na aplicação). No entanto, pesquisadores ainda não conseguiram desenvolver uma sonda em que a relação  $K_L/V_S$  (ou  $K_2/V_S$ ) seja constante e independente da turbulência, como é o caso da relação  $K_2/K_T$  da técnica dos traçadores gasosos. Somente após esse feito, é que a sonda solúvel flutuante poderá ser aplicada universalmente em diferentes corpos d'água.

### Sonda térmica

Gonçalves et al. (2018) propuseram uma nova técnica de estimativa indireta do  $K_2$ . Esta técnica é fundamentada na hipótese de que a transferência de oxigênio na interface ar-água e a transferência de calor em um metal sólido, resfriando na água, são afetados pela turbulência do escoamento. Desta forma, o  $K_2$  pode ser estimado usando o coeficiente convectivo de transferência de calor ( $h$ ), que é obtido durante o resfriamento do metal.

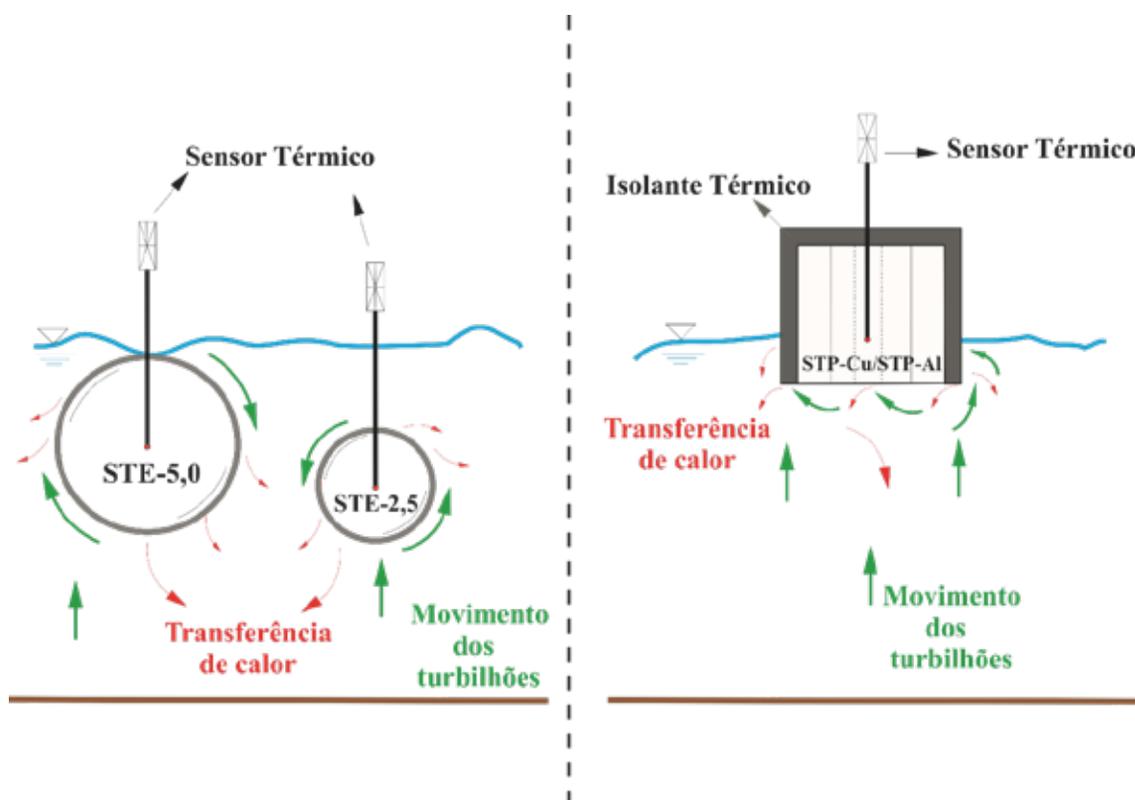
O coeficiente convectivo de transferência de calor ( $h$ ) é obtido a partir da calibração do modelo, representado pela Equação 21, aos dados de temperatura coletados durante a etapa de resfriamento. O modelo da Equação 21 foi desenvolvido a partir da primeira lei da termodinâmica e da lei de resfriamento de Newton.

(21)

$$T_S = T_\infty + (T_0 - T_\infty)\exp(-hA_S/\rho C_e V_{Sol})$$

Onde:  $t$  é tempo [T],  $T_S$  é temperatura do sólido metálico [ $\theta$ ],  $T_0$  é a temperatura inicial do sólido metálico [ $\theta$ ],  $T_\infty$  é a temperatura da água [ $\theta$ ],  $A_S$  é área da superfície do sólido que está em contato com a água [ $L^2$ ],  $\rho$  é massa específica do sólido [ $M L^{-3}$ ],  $c_e$  é o calor específico do sólido [ $L^2 T^{-2} \theta^{-1}$ ] e  $V_{Sol}$  é o volume do sólido [ $L^3$ ].

Gonçalves et al. (2018) estudaram, em um tanque agitado por jatos, o resfriamento de quatro sólidos metálicos e correlacionaram o  $h$ , obtido nesses ensaios, com o  $K_2$ . Os sólidos foram: um cilindro de cobre e um de alumínio (ambos com diâmetro de 3,8 cm e altura de 3,0 cm); duas esferas de alumínio com diâmetros de 5,0 cm e 2,5 cm. Para a identificação das sondas, os autores utilizaram a seguinte definição: sonda térmica plana de cobre (STP-Cu), sonda térmica plana de alumínio (STP-Al), sonda térmica esférica com diâmetro de 5,0 cm (STE-5,0) e sonda térmica esférica com diâmetro de 2,5 cm (STE-2,5). O esquema da aplicação das sondas térmicas é mostrado na Figura 3.



**Figura 3.** Esquema das sondas térmicas. O esquema apresenta o movimento dos turbilhões atingindo as sondas térmicas e intensificando a transferência de calor. Fonte: Adaptado de Gonçalves et al. (2018)

Os resultados produziram modelos matemáticos que relacionam linearmente o  $K_2$  com o coeficiente de transferência de calor por convecção, para as quatro variações das sondas térmicas. Para o pior ajuste (STP-Al), o coeficiente de determinação,  $r^2$ , foi igual a 0,968, podendo concluir-se que 96,8% das variações do  $K_2$  podem ser explicadas pela variabilidade de  $h$ . As equações 22 a 25, apresentam os modelos obtidos a partir das análises de regressão para as sondas STS com  $D = 2,5$  cm, STS com  $D = 5,0$  cm, STP-Al e STP-Cu, respectivamente:

(22)

$$K_2 = -4,40 \times 10^{-6} + 5,09 \times 10^{-8} h \quad r = 0,996 \quad \text{STE-2,5}$$

(23)

$$K_2 = -8,13 \times 10^{-6} + 4,84 \times 10^{-8} h \quad r = 0,993 \quad \text{STE-5,0 (23)}$$

(24)

$$K_2 = -1,48 \times 10^{-6} + 4,11 \times 10^{-8} h \quad r = 0,984 \quad \text{STP-A1 (24)}$$

(25)

$$K_2 = -1,11 \times 10^{-6} + 5,33 \times 10^{-8} h \quad r = 0,986 \quad \text{STP-Cu (25)}$$

Estudos em escala real ainda devem ser realizados para validação e extensão dessa técnica. Vale lembrar ainda que não há nenhuma base teórica e nem mesmo experimental indicando que as relações entre  $K_2$  versus  $h$  sejam constantes e independentes da turbulência e condição de mistura. Por isso, a aplicabilidade dos modelos obtidos por Gonçalves et al. (2018) são restritos as condições hidrodinâmicas nas quais os ensaios foram realizados. Contudo, a técnica da sonda térmica pode, no futuro, ser uma alternativa para determinar  $K_2$ , uma vez que ela tem um baixo custo de aplicação e os materiais para sua produção são simples.

### Sonda sonora

Morse et al. (2007) propuseram uma técnica fundamentada na hipótese de que deveria existir uma relação entre a pressão sonora média, produzida pelo ruído liberado pelo fluxo de água escoando em um rio, e a reaeração superficial. Eles consideraram a hipótese que os dois processos são dependentes da turbulência do escoamento e, por isso, uma correlação entre o  $K_2$  e a pressão sonora deveria existir. A pressão sonora é quantificada com o uso da Equação 26.

(26)

$$P = P_0 \left[ 10^{\left(\frac{SL}{20}\right)} \right]$$

Onde:  $P_0 = 2 \cdot 10^{-5}$  Pa e SL é o nível sonoro (dB).

O estudo foi realizado em diferentes superfícies geomorfológicas do escoamento: regiões alagadas, corredeiras, cascatas etc.). Para cada trecho analisado, os seguintes parâmetros são medidos: pressão sonora registrada próxima à superfície livre do escoamento ( $P_R$ ), pressão sonora da vizinhança, *background*, ao escoamento ( $P_B$ ), e comprimento do trecho (F). Com essas informações, é possível estimar a pressão sonora de cada trecho,  $P_A$  (Equação 27) e a pressão sonora

média ponderada ( $P_w$ ), a qual considera o comprimento total do trecho que cada superfície geomorfológica representa (Equação 28).

(27)

$$P_A = [P_R - P_B]^{1/2}$$

(28)

$$P_W = \sum_{i=1}^n (P_{Ai} F_i)$$

A determinação do  $K_2$ , com o uso da técnica dos traçadores gasosos, nos trechos onde os estudos sonoros foram realizados, possibilitou estabelecer uma relação entre  $K_2$  e  $P_w$ .

$$K_2 = (1420 P_w) + 25 \quad r^2 = 0,94 \quad (29)$$

A técnica é promissora uma vez que o  $K_2$  pode ser estimado rapidamente e utilizando-se de poucos equipamentos (*i.e.*, um decibelímetro e instrumentos para medir o comprimento do trecho). No entanto, por enquanto, a técnica da sonda sonora deve ser considerada uma extensão, e não uma substituição do método dos traçadores gasosos, até que uma relação teórica confiável entre processos turbulentos e pressão sonora possa ser validada. Experimentos com traçadores gasosos ainda serão necessários para calibração desse método.

### Sonda esférica de massa

Gonçalves (2012) propôs uma técnica que relaciona o coeficiente de transferência de massa por convecção ( $h_m$ ) à velocidade de transferência de massa de oxigênio ( $K_L$ ), a qual é usada, posteriormente, para estimar  $K_2$ . O coeficiente de transferência de massa convectivo é determinado a partir do decaimento da concentração de sólidos totais dissolvidos (STD) contidos em uma esfera perfurada e submersa no escoamento. A concentração de STD dentro da esfera é sempre superior à contida no escoamento. Este fato faz com que o fenômeno de transferência de massa de STD ocorra sempre no sentido esfera-escoamento. A técnica é fundamentada na hipótese de que a intensidade de turbulência acelera consideravelmente a transferência de massa convectiva, retirando o fluido com elevada concentração próxima da superfície da esfera e substituindo-o pelo fluido de menor concentração mais afastado, similarmente ao que ocorre na transferência de massa de oxigênio na interface ar-água.

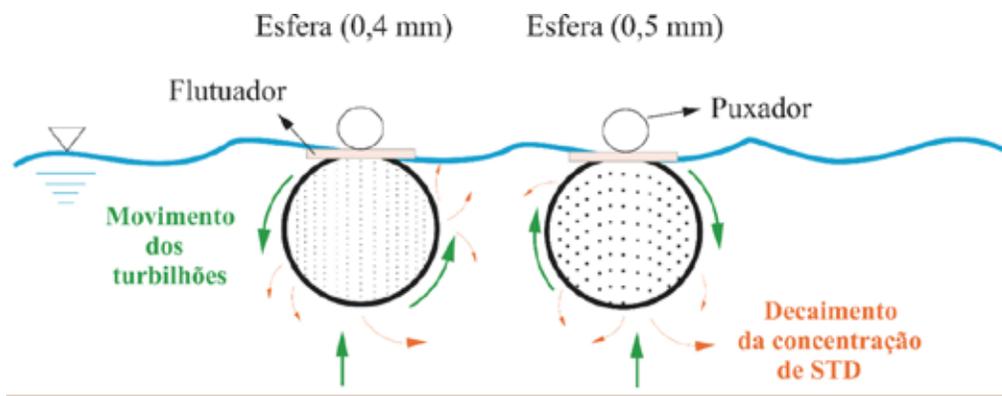
O  $h_m$  é obtido a partir da calibração do modelo, representado pela Equação 30, aos dados de concentração coletados durante a etapa de transferência de massa de STD. O modelo da Equação 30 foi desenvolvido a partir do balanço de massa, considerando como lei específica a transferência de massa por convecção.

(30)

$$C_c = C_\infty + (C_0 - C_\infty)\exp(-h_m A_c/V_c)$$

Onde:  $C_c$  é a concentração de STD da esfera [ $M L^{-3}$ ],  $C_\infty$  é a concentração de STD da água suficientemente longe da esfera [ $M L^{-3}$ ],  $C_0$  concentração inicial de STD [ $M L^{-3}$ ],  $t$  é o tempo [T],  $h_m$  é coeficiente de transferência de massa por convecção [ $M T^{-1}$ ],  $A_c$  é a área da superfície através da qual a transferência de massa por convecção ocorre [ $L^2$ ] e  $V_c$  é o volume de água na esfera [ $L^3$ ].

A técnica foi concebida considerando duas esferas de material plástico de 3,76 cm de diâmetro, com parede de 0,6 mm de espessura e 27,61 cm<sup>3</sup> de volume. As esferas foram perfuradas com mini brocas de 0,4 mm e 0,5 mm de diâmetro. A esfera perfurada com a menor mini broca recebeu 680 orifícios e a de maior recebeu 650 orifícios, resultando 0,85 e 1,28 cm<sup>2</sup> de área perfurada, respectivamente. A Figura 4 mostra um desenho esquemático da aplicação da técnica da sonda esférica de massa.



**Figura 4.** Esquema das sondas esféricas de massa usadas para a determinação de  $h_m$ . O esquema apresenta o movimento dos turbilhões atingindo as sondas esféricas de massa e intensificando o decaimento da concentração de STD. Fonte: Adaptado de Gonçalves (2012)

Os estudos de Gonçalves (2012) foram realizados em um tanque cuja massa de água era agitada por jatos que saíam do fundo do tanque (em diferentes níveis de turbulência). As análises de regressão produziram modelos matemáticos que relacionam linearmente o  $K_L$  ao  $h_m$ . O  $r^2$  foi de 0,97 para a sonda com diâmetro do furo de 0,4 mm, e de 0,99, para a outra sonda (diâmetro do furo de 0,5 mm). Nas Equações 31 e 32, são apresentados os modelos obtidos a partir das análises de regressão para as sondas com  $d = 0,4$  mm e com  $d = 0,5$  mm, respectivamente:

(31)

$$K_L = (1,52 \pm 0,2) + (6,55 \times 10^{-4} \pm 6,0 \times 10^{-5}) h_m \quad d = 0,4 \text{ mm } r = 0,987$$

(32)

$$K_L = (1,17 \pm 0,3) + (6,73 \times 10^{-4} \pm 6,2 \times 10^{-5}) h_m \quad d = 0,5 \text{ mm } r = 0,988$$

Do mesmo modo que ocorreu para a sonda térmica, não há nenhuma base teórica e nem mesmo experimental indicando que as relações entre  $K_L$  versus  $h_m$  sejam constantes e independentes da turbulência e condição de mistura. Por isso, a aplicabilidade da técnica da sonda esférica de massa é restrita as condições hidrodinâmicas nas quais os ensaios foram realizados. Gonçalves (2012) sugere que investigações sobre o efeito da temperatura sobre o coeficiente de transferência de massa por convecção sejam analisadas. Adicionalmente, ele sugere também que estudos mais detalhados da relação entre o diâmetro dos orifícios da sonda e o  $h_m$  sejam realizados, de modo que a dependência entre os dois parâmetros deixe de existir.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A reaeração superficial é um dos fenômenos mais importantes que ocorrem nos corpos d'água, uma vez que ela tem uma grande influência no metabolismo aquático e no processo de recuperação de corpos d'água poluídos devido ao lançamento de elevadas cargas de matéria orgânica. A quantificação da reaeração superficial em um escoamento natural não é tarefa fácil; por isso, o desenvolvimento de modelos e técnicas, para a estimativa deste fenômeno, foi uma preocupação de pesquisadores desde meados do século passado.

Apesar dos esforços e avanços, o sucesso na estimativa do  $K_2$  é apenas parcial. A aplicação de modelos conceituais exige a mensuração de parâmetros relevantes que, por sua vez, nem sempre são facilmente mensuráveis. Os modelos semi-empíricos e empíricos normalmente produzem resultados divergentes para um mesmo escoamento. Essa tendência está ligada ao fato de esses modelos terem sido produzidos com dados coletados em condições hidrodinâmicas diferentes daquelas nas quais eles são aplicados. As técnicas são mais promissoras para a estimativa de  $K_2$  em campo. Mas, algumas estão sujeitas a erros potenciais de grande escala, como, por exemplo, a técnica do balanço de oxigênio. Outras são precisas, porém onerosas, como a técnica dos traçadores gasosos. Outras são baratas e fáceis de aplicar, contudo ainda precisam ser validadas em campo, como a sonda térmica, a sonda solúvel flutuante e a sonda esférica de massa.

Diante do exposto, conclui-se que, ainda, é necessário o aprimoramento de tecnologias que permitam mensurações próximas da interface ar-água, tanto das características da turbulência como do campo de concentração de OD. Assim, será possível melhorar o entendimento do efeito da turbulência sobre o fenômeno de transferência de massa de oxigênio e, conseqüentemente, aprimorar os modelos e técnicas existentes, bem como, se for o caso, desenvolver novas técnicas experimentais.

---

## REFERÊNCIAS

- BENNETT, J. P.; RATHBUN, R. E. **Reaeration in open-channel flow**. Geological Survey Professional Paper, Washington, United States Government Printing Office, n. 737. 1972.
- BENSON, A. et al. Quantifying reaeration rates in alpine streams using deliberate gas tracer experiments. **Water**, v. 6, n.4, p.1013-1027, 2014.
- BICUDO, J. R. P. W. **The measurement of reaeration in streams**. 1988. 306p. Thesis (doctor) – University of New Castle, New Castle, England.
- BICUDO, J. R.; JAMES, A. Measurement of reaeration in streams: comparison of techniques. **Journal of Environmental Engineering**, v. 115, p. 992-1010, 1989.
- CANALE, R. P. et al. Validation of water-quality model for Seneca River, N.Y. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 121, n. 3, p. 241-250, 1995.
- CHAPRA, S. C. **Surface Water-Quality Modeling**. Waveland Press, Inc, 2014.
- CHAPRA, S. C.; DI TORO, D. M. Delta method for estimating primary production, respiration, and reaeration in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 117, n. 5, p. 640-655, 1991.
- CHURCHILL, W. E.; ELMORE, H. L.; et al. Prediction of stream reaeration rates. **Journal of Sanitary Engineering Division**, v. 88, n. 4, p. 1-46, 1962.
- CLARK, J. F. et al. SF<sub>6</sub>-<sup>3</sup>He Tracer release experiment: A new method of determining longitudinal dispersion coefficients in large rivers. **Environmental Science & Technology**, v. 30, n. 5, p. 1527-1532, 1996.
- CONAMA – CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília: CONAMA, 2005.
- COSTA, D. J. L.; GONÇALVES, J. C. S. I.; et al. Modelo semi-empírico para obtenção do coeficiente de reoxigenação superficial em canais hidráulicos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 20, n. 1, p. 16-23, 2015.
- COSTA, Daniel Jadyr Leite. **Estudo da influência de macro-rugosidade do leito de um canal hidráulico sobre o coeficiente de reoxigenação superficial**. 2011. 127p. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- COSTA, D. J. L.; TEIXEIRA, D. Análise de incerteza em um modelo matemático de qualidade da água aplicado ao Ribeirão do Ouro, Araraquara, SP, Brasil. **Revista Ambiente & Água – An Interdisciplinary Journal of Applied Science**, v. 6, n.2, 232-245, 2011.
- COX, B. A. A review of dissolved oxygen modelling techniques for lowland rivers. **The Science of the Total Environment**, v. 314-316, p. 303-334, 2003.
- DANCKWERTS, P. V. Significance of liquid-film coefficients in gas absorption. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 43, n. 6, p. 1460-1467, 1951.
- EPA, United States Environmental Protection Agency. **Rates, constants and kinetics formulation in surface water quality modeling**. 2ª ed. Athens, 455p. 1985.

- FERREIRA, M. S. et al. Estimativa do coeficiente de transferência de massa de oxigênio com o uso da técnica das sondas solúveis flutuantes: Um estudo de laboratório. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 24, p. 1-12, 2018.
- FERREIRA, Murilo de Souza. **Variabilidade espacial e temporal da reaeração superficial em riachos: estimativa por meio dos métodos do traçador gasoso e da sonda solúvel flutuante**. 2018. 116 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GIORGETTI, M. F.; GIANANTI, A. E. Avaliação do nível de turbulência em águas correntes e sua correlação com o coeficiente de reaeração superficial. **Anais XII Congresso da ABES**, Camboriu, 1983.
- GIORGETTI, M. F.; JAMES, A.; et al. **Preliminary tests for measuring reaeration rate coefficient using sodium chloride monocrystals.**/Unpublished report of the Department of Civil Engineering, University of New Castle upon Tyne, 1986.
- GONÇALVES, J. C. S. I. et al. Evaluation of reaeration by convective heat transfer coefficient. **Journal of Environmental Engineering**, v. 144, p.1-5, 2018.
- GONÇALVES, J.C.S.I.; SILVEIRA, A.; et al. Reaeration coefficient estimate: new parameter for predictive equations. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 228, p. 307, 2017.
- GONÇALVES, Julio Cesar de Souza Inácio. **Avaliação de Metodologias para a Determinação Indireta do Coeficiente de Reoxigenação Superficial (K2)**. 2012. 145p. Tese (Doutorado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GONÇALVES, Julio Cesar de Souza Inácio. **Desenvolvimento de modelo numérico para a simulação da qualidade da água em rios utilizando o software Vensim PLE®**. 2009. 226 f. Dissertação (Mestrado) – Curso de Engenharia Hidráulica e Saneamento, Universidade de São Paulo, São Carlos.
- GRAEPIN, Cristiane. **Viabilidade da utilização do método delta aproximado para determinação do coeficiente de reaeração em rios**. 2016. 134p. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.
- GUALTIERI, C.; GUALTIERI, P.; DORIA, G.P. Dimensional analysis of reaeration rate in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 128, n. 1, p. 12-18, 2002.
- HIBBS, D. E.; PARKHILL, K. L.; et al. Sulfur hexafluoride gas tracer studies in streams. **Journal of Environmental Engineering**, v. 124, n. 9, p. 752-760, 1998.
- JANZEN, J. G. et al. Medidas da concentração de oxigênio dissolvido na superfície da água. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 13, n. 3, p. 278-283, 2008.
- JIRKA, G. H. et al. Gas transfer at the air-water interface: experiments with different turbulence forcing mechanisms. **Civil Engineers Jour**, v. 49, p. 319-327, 2010.
- ISAACS, W.P.; GAUDY, A.F. Atmospheric oxygenation in simulated stream. *Am. Soc. Civil Engineers Jour.*, v. 94, no. SA-2, p. 319-344, 1968.
- LEWIS, W. K.; WHITMAN, W. G. Principles of gas absorption. Absorption Symposium. **Industrial and Engineering Chemistry**, v. 16, n. 12, p. 1210-1215, 1924.
- LOPES SILVA, P. S. et al. Humic substances reduce the oxygen mass transfer in the air-water interface, **AICHE Journal**, v. 66, p. 1-13, 2020.
- MATEUS, M.V.; GONÇALVES, J.C.S.I.; et al. Análise de incerteza e modelagem de qualidade da água do Rio Uberaba, Minas Gerais. **Revista Brasileira de Ciências Ambientais** [internet]. v. 37. p. 1-15. 2015.
- MELCHING, C. S.; FLORES, H. E. Reaeration equations derived from U.S. Geological Survey Database. **Journal of Environmental Engineering**, v. 125, n. 5, p. 407-414, 1999.

- MCBRIDE, G.; CHAPRA, S. Rapid calculation of oxygen in streams: Approximate delta method. **Journal of Environmental Engineering**, v. 131, p. 336-342, 2005.
- MOOG, D. B.; JIRKA, G. H. Air-water gas transfer in uniform channel flow. **Journal of Hydraulic Engineering**, v. 125, p. 3-10, 1999.
- MORSE, N. et al. Using sound pressure to estimate reaeration in streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 26, n.1, p. 28-37, 2007.
- NEGULESCU, M.; ROJANSKI, V. Recent research to determine reaeration coefficient. **Water Research**, v. 3 p. 189-202, 1969.
- O'CONNOR, D. J.; DOBBINS, W. E. Mechanism of reaeration in natural streams. **Transaction of the American Society of Civil Engineers**, v. 123, n. 1, p. 641-666, 1958.
- ODUM, H.T. Primary productivity in flowing waters. **Limnology and Oceanography**, v. 1, p. 102-117, 1956.
- OMOLE, D. O. et al. An approach to reaeration coefficient modeling in local surface water quality monitoring. **Environmental Modeling and Assessment**, v. 18, n. 1, p. 85-94, 2013.
- ORLOB, G. T. Water-quality modeling for decision making. **Journal of Water Resources Planning and Management**, v. 118, n. 3, p. 295-307, 1992.
- OWENS, S.; EDWARDS, R. W.; et al. Some reaeration in natural streams. **Journal of Air Water Pollution**, v. 8, n. 819, p. 469-486, 1964.
- PADDEN, T. J.; GLOYNA, E. F. **Simulation of stream processes in a model river**. Technical Report No. 2 (EHE-70-23, CRWR-72). Austin, Texas: Texas University, Center for REsearch in Water Resources; 1972.
- PINHEIRO, A.; FAHT, G.; et al. Determinação do coeficiente de reaeração em rios através do uso do traçador gasoso GLP. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v. 17, n. 1, p. 107-116, 2012.
- RATHBUN, R. E. et al. Laboratory studies of gas tracer for reaeration. **Journal of the Environmental Engineering Division**, v. 104, n. 2, p. 215-229, 1978.
- SCHULZ, H. E. **Investigação do Mecanismo de Reoxigenação da água em Escoamento e sua Correlação com o nível de Turbulência Junto à Superfície**. 1985. Dissertação (Mestrado), Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo, São Carlos.
- SHIAU, C. **Oxygen Transfer in Bubble and Bubbleless Aeration Systems**. 1995. 215p. Thesis (doctor) – University of Wollongong, Wollongong, Australia.
- STREETER, H. W.; PHELPS, B. A study of the pollution and natural purification of Ohio river. **U. S. Public Health Service Bulletin**. n. 146, 75 p., 1925.
- TSIVOGLOU, E. C.; et al. Tracer measurements of atmospheric reaeration, laboratory studies. **J. of Water Pollution Control Federation**, v. 37, n. 10, 1965.
- TSIVOGLOU, E. C.; WALLACE, J. R. **Characterizing stream reaeration capacity**. U. S. Environmental Protection Agency Report, 317 p., 1972.
- WILCOCK, R. J. Methyl chloride as a gas-tracer for measuring stream reaeration coefficients –I Laboratory studies. **Water Research**, v. 18, n. 1, p. 47-52, 1984a.
- WILCOCK, R. J. Methyl chloride as a gas-tracer for measuring stream reaeration coefficients –II Stream studies. **Water Research**, v. 18, n. 1, p. 53-57, 1984b.

---

# IMPACTOS DA URBANIZAÇÃO EM VEREDAS

Paloma Cristina Pimenta & Afonso Pelli

## VEREDA

O significado da palavra “Vereda” está relacionado com caminhos estreitos, rumos, direção. No sentido literal apresenta-se como agrupamento de matas cercadas por campos limpos no bioma Cerrado. A definição de Veredas em ambientes naturais está associada a uma superfície de drenagem, em que ocorrem em solos argilosos, rico em matéria orgânica e pelo menos uma nascente alimentando o curso d’ água.

De acordo com Ribeiro e Walter (1998; 2008), a fitofisionomia Vereda é reconhecida por ser um agrupamento vegetal em áreas encharcadas com espécies herbáceo-arbustivas e a presença da palmeira *Mauritia flexuosa* L. f. (Buriti).

Uma hipótese sobre a origem da fitofisionomia Vereda no bioma Cerrado foi associada com o último período glacial (Pleistoceno). Após o Holoceno, se formaram lagos e pântanos. E assim, o clima e as condições ambientais propiciaram a formação de áreas úmidas e desenvolvimento de espécies endêmicas.

As Veredas são encontradas em áreas úmidas o ano todo, independente das oscilações das chuvas ou do lençol freático. Assim, são consideradas represas naturais que ajudam no fluxo hídrico dos rios, riachos e córregos no bioma Cerrado. Formam corredores ecológicos que colaboram com a migração de animais entre remanescentes florestais e abrigam diversas espécies da fauna e flora. Por isso, algumas leis foram propostas com objetivo de preservar essa fitofisionomia única do bioma Cerrado.

A resolução do CONAMA nº 303 de março de 2002, definiu as Veredas, como fitofisionomia de savana, localizadas em espaços brejosos onde se desenvolvem os Buritis (BRASIL, 2002). Logo depois, a lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, dispõe que Veredas são Áreas de Preservação Permanentes, em que deve ser mantida uma faixa marginal, em projeção horizontal, com largura mínima de 50 (cinquenta) metros, do momento em que se encontre um espaço permanentemente brejoso e encharcado (BRASIL, 2012).

Levando em consideração a importância ambiental das Veredas e a contribuição de suas nascentes com o fluxo hídrico ao longo do Cerrado. Pesquisadores recomendam a realização de estudos para investigar a biodiversidade e qualidade dos recursos hídricos. Um bom exemplo de avaliação ambiental é o biomonitoramento para avaliar a qualidade das águas.

## AVALIAÇÃO AMBIENTAIS EM VEREDAS

No Brasil, após a colonização ocorreram grandes mudanças ambientais, com o processo da política mercantilista colonial toda região litoral do país foi ocupada e explorados os seus recursos. Assim, surgiu a primeira lei de proteção ambiental a do Pau-Brasil, em 1605. Nessa época para cortar o Pau-Brasil era necessário a autorização real.

No século XVI, alguns projetos governamentais propuseram políticas demográficas de migração. Assim, a região sudeste foi ocupada e cidades construídas e com desenvolvimento demográfico os problemas ambientais também surgiram como por exemplo, a poluição dos recursos hídricos.

Na atualidade, o bioma Cerrado é considerado um dos mais explorados e modificados pelas ações dos homens. Deste modo, diversas fitofisionomias também são afetadas principalmente aquelas que possuem recursos hídricos, como é o caso das Veredas que são exploradas para diversas atividades antrópicas.

Nos estados do Piauí e no Maranhão, atividades como a exploração desenfreada e insustentável do Buriti, para produções artesanais e industriais constituem potencial agente de degradação para Veredas. No Estado de Minas Gerais, a degradação das Veredas ocorre principalmente pela expansão do agronegócio, que transformam as áreas em pastos ou utilizam os recursos hídricos para irrigação de lavouras.

As maiores concentrações de pesquisas têm ocorrido no estado de Minas Gerais e sudoeste de Goiás. Os principais estudos sobre as Veredas são de caracterização ambiental, composição dos solos, composição florística, palinológicos (grão de pólen) e biomonitoramento.

Os estudos de biomonitoramento utilizam as respostas dos organismos vivos presentes e/ou ausentes para avaliar as mudanças naturais ou de origem antrópica nos ambientes. Os invertebrados bentônicos são ótimos bioindicadores, pois possuem um ciclo de vida curto e apresentam respostas rápidas e significativas que demonstram as alterações nos ambientes onde vivem.

Nessa ótica, os macroinvertebrados bentônicos é o grupo mais utilizado, pois são bons indicadores de qualidade ambiental em que sua presença e ausência colabora com a avaliação do ambiente. O termo “macroinvertebrado bentônico” provém do Grego e significa = *grande + benthos + profundidade*. São organismos aquáticos visíveis a olho nu, que ficam retidos em rede com abertura de malha entre 200 e 500µm, sendo representados pelos Hexapoda, Annelida, Crustacea, Molluscos, entre outros. Os macroinvertebrados são organismos que, em pelo menos uma parte do seu ciclo de vida, desenvolve-se no ecossistema aquático, vivem nos substratos no fundo de recursos hídricos. São encontrados em sedimentos, macrófitas, galhos, pedras, entre outros substratos.

Em geral, considera-se que os macroinvertebrados bentônicos respondam a estresses hidráulicos, orgânicos e tóxicos, com a redução de espécies sensíveis e a proliferação de espécies tolerantes.

De acordo com Hauer e Resh (1996), os macroinvertebrados são separados em três grupos principais, sendo o principal critério a tolerância à poluição: I – organismos sensíveis, II – tolerantes e, III – resistentes.

Os organismos sensíveis têm como exemplo as ordens de insetos aquáticos Ephemeroptera, Trichoptera e Plecoptera. Esses organismos sensíveis precisam de um ambiente com uma alta proporção de Oxigênio Dissolvido na água para a sua sobrevivência. Assim, podem ser encontrados em habitats e microhabitat com alta qualidade ambiental.

Os organismos tolerantes compreendem uma variedade de insetos e outros invertebrados, como as ordens Heteroptera, Odonata e Coleoptera, algumas famílias de Diptera e Mollusca. A exigência da qualidade e quantidade do ambiente aquático também é menor. Esses organismos são encontrados em recursos hídricos que possuem pouco Oxigênio Dissolvido na água, como, por exemplo, em rios antropizados ou com presença de poluição industrial, doméstica e/ou agrícola.

Os organismos resistentes são muito tolerantes à poluição. Os representantes são indivíduos das ordens Diptera, especificamente a família Chironomidae e alguns Oligochaeta. Esses organismos são encontrados em ambientes aquáticos com diminuição ou ausência de Oxigênio Dissolvido na água. Isso ocorre em ambientes muito antropizados com presença de poluição de origem orgânica, doméstica ou agrícola.

No contexto global, no ano de 1976, na Grã-Bretanha, foi elaborado um grupo de estudo para abordar e sintetizar os conhecimentos sobre os índices biológicos como ferramenta para monitoramento de ecossistemas aquáticos, e assim foi definido o sistema conhecido como BMWP (Biological Monitoring Working Party Score System). Com passar dos anos esse índice foi testado e aplicado em diferentes ambientes aquáticos e em diferentes áreas do Globo.

No Reino Unido, o índice BMWP foi amplamente utilizado, mas somente na Espanha é que ocorreu a implementação da nova versão do índice. No Brasil, o primeiro estudo a utilizar esse índice ocorreu na Bacia do Rio das Velhas-MG.

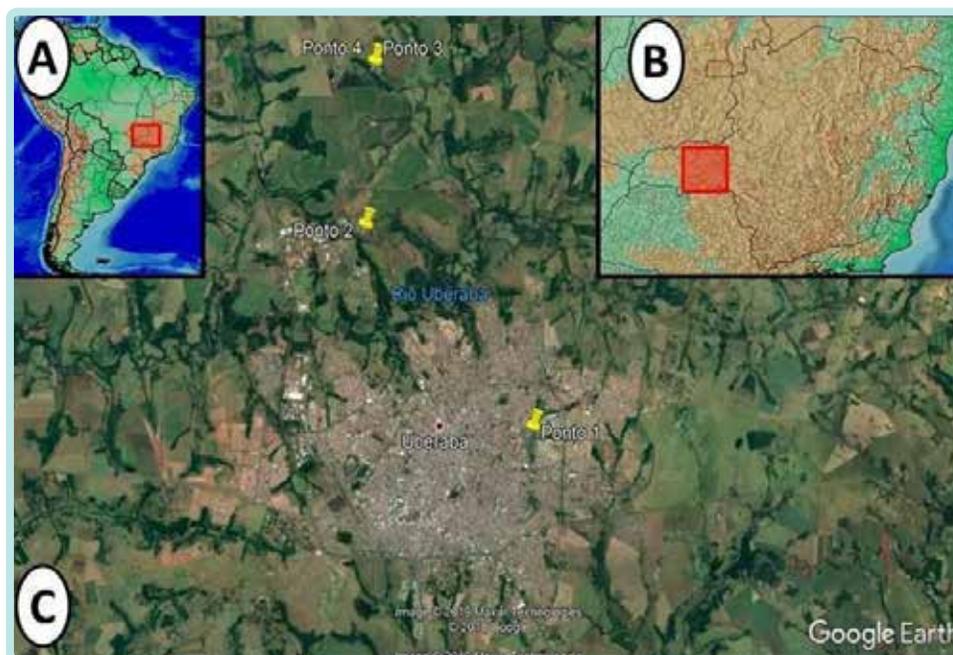
Metodologicamente, o índice BMWP utiliza a identificação dos organismos ao nível taxonômico conveniente e apresenta uma pontuação para cada grupo, com base na sua tolerância a poluição ambiental. Os valores variam entre 1 e 10, de acordo com sensibilidade das espécies a modificação ambiental. Assim, as famílias sensíveis recebem valores mais altos, enquanto as famílias tolerantes recebem valores mais baixos.

O primeiro estudo com macroinvertebrados em ambientes de Vereda apontou que, em áreas preservadas, a biodiversidade é alta e a porcentagem de Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera (%EPT) é elevada. O índice BMWP indicou a qualidade da água satisfatória. O autor ainda salientou que quando os ambientes se encontravam próximo de áreas com atividades agropecuárias, indústrias e/ou de centros urbanos ocorre à diminuição da biodiversidade e a aglomeração de insetos e invertebrados tolerantes a poluição (Diptera, Mollusca e Annelida), caracterizando a efetividade da aplicação do referido índice para os ambientes de Vereda.

## ESTUDO DE CASO

Uma pesquisa em quatro áreas de Veredas na cidade de Uberaba/MG, realizou o biomonitoramento da água com macroinvertebrados, entre 2018 e 2019. Com a hipótese que a baixa qualidade ambiental proporciona mudanças negativas na estrutura biótica em Veredas. Desta forma, o objetivo geral do estudo foi testar a relação da qualidade ambiental com parâmetros bióticos das Veredas.

As áreas de estudo estão localizadas no município de Uberaba, na região do Triângulo Mineiro no Estado de Minas Gerais, onde foram selecionadas quatro áreas de Veredas, dentro do perímetro urbano da cidade de Uberaba, utilizando as ferramentas do Google Maps® e Google Earth Pro® para a delimitação geográfica das mesmas. O georreferenciamento ocorreu com GPS portátil iFINDER Go<sup>2</sup>, sendo uns pontos na região Central da Cidade (1), um ponto em área periférica (2) e dois na região rural (3 e 4) (Figura 1).



**Figura 1** – Carta Imagem da Área de Pesquisa – (A) América do Sul, (B) Estado de Minas Gerais, (C) Área de Pesquisa com localização dos pontos de Vereda no Município de Uberaba (MG). Fonte: Google Earth® e software QGis®. Maio/2018. Org. Elaborada pelo Autor (2019)

O Ponto 1 ( $19^{\circ}44'58.44''$  S,  $47^{\circ}54'50.02''$  O), localizado no Parque das Acácias, com acesso pela Rua Professor Francisco Brigagão, no Bairro Jardim do Lago. A área apresenta represamento de água, com gramíneas exóticas (*Brachiaria decumbens*) nas bordas e solo exposto às intempéries do ambiente, principalmente ao sol (Figura 2).



**Figura 2.** Área de Vereda no Parque das Acácias, na Cidade de Uberaba/MG. Vista panorâmica a esquerda; no centro canaleta que leva água pluvial e; a direita, gramínea endêmica *Andropogon bicornis* típica de Veredas. Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O Ponto 2 (19°45'5.87" S, 47°57'16.35" O), se encontra na Avenida dos Advogados, no Bairro Santa Marta, perto da rotatória em uma área cercada por alambrado. O alambrado encontra-se estragado e assim permite o acesso a APP e seu pequeno lago artificial. No ponto existe um buriti (*Mauritia flexuosa* L) que não foi removido pelo processo de urbanização (Figura 3).



**Figura 3.** Área de Vereda dentro do Município de Uberaba, em Minas Gerais. À direita vista parcial de uma represa construída de forma irresponsável na Vereda, onde ocorre pesca artesanal e de subsistência. Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

O Ponto 3 (19°39'46.0" S, 47° 57' 36.0" O), fica na Rua João Batista Ribeiro, 4000, no Bairro Distrito Industrial II, dentro do Instituto Federal do Triângulo Mineiro (IFTM), no Setor de Olericultura. A Vereda possui uma grande extensão, com um ponto de represamento no recurso hídrico e a drenagem da água utilizada para a manutenção da Instituição (Figura. 4).



**Figura 4.** Área da Vereda dentro do Instituto Federal do Triângulo Mineiro  
**Fonte:** Elaborado pelos autores (2018).

O Ponto 4 ( $19^{\circ}39'45.8''\text{S}$ ,  $47^{\circ}57'36.9''\text{O}$ ), está na Rua João Batista Ribeiro, 4000, no Bairro Distrito Industrial II, dentro do IFTM, próximo a uma plantação de eucalipto *Eucalyptus sp*) na entrada da Instituição, no local existe uma vegetação densa de difícil acesso e também uma canaleta de água (Figura. 5).



**Figura 5.** Área da Vereda dentro do Instituto Federal do Triângulo Mineiro. Fonte: Elaborado pelos autores (2018).

Foram realizadas três amostragens das águas *in loco* e em laboratório nos Pontos 1, 2, 3 e 4 (Figura 5). As amostragens ocorreram quadrimestralmente, sendo uma na estação seca (maio de 2018) e duas na chuvosa (dezembro de 2018 e março de 2019), sendo utilizada a Sonda Horiba® U10 e mensurados os parâmetros pH, Condutividade Elétrica ( $\mu\text{s}/\text{cm}$ ), Oxigênio Dissolvido ( $\text{mg}/\text{L}$ ) e Salinidade ( $\text{‰}$ ) (APHA, AWWA, WEF, 2012).

As análises em laboratório ocorreram no mesmo dia das amostragens *in loco*, coletava-se um recipiente (galão hermeticamente fechado por tampa) de 5 litros de água nos Pontos (1, 2, 3 e 4). As amostras foram armazenadas em uma caixa térmica e transportadas para o Laboratório de Ecologia do Departamento de Patologia, Genética e Evolução da UFTM. Foram mensurados os parâmetros Turbidez (NTU) e Sólidos Totais Sedimentáveis ( $\text{ml}/\text{L}$ ), com utilização dos os equipamentos Turbidímetro Micronal e Cone de Imhoff respectivamente.

As amostragens foram realizadas quadrimestralmente nos Pontos (1, 2, 3 e 4), sendo uma no período da seca (setembro de 2018) e duas no período chuvoso (dezembro de 2018 e março

2019). Em cada ponto de Vereda utilizou dois substratos artificiais (Figura 6) e a concha de mão (Figura 7). O delineamento foi feito com base nas informações contidas em Merritt e Cummins (1998), Honorato e Pelli (2011) e Khudhair et al. (2019).

Foi solicitada licença permanente para coleta de material zoológico junto ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade – SISBio, emitida com número 63276/2018, conforme estabelece a Instrução Normativa 03/2014 do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – Instituto Chico Mendes – Ministério do Meio Ambiente.



**Figura 6.** Substratos artificiais para captura de macroinvertebrados bentônicos. Foto: Autor (2018).



**Figura 7.** Concha-de-mão (método de "dipping") para captura de macroinvertebrados em campo. Foto: Autor (2018).

Foram construídos substratos artificiais com tamanho de 15 x 10 cm em formato de uma bolsa (HONORATO, PELLI, 2011; KHUDHAIR et al., 2019). As bolsas foram construídas com rede de nylon (malha 1 mm) nas cores verde e preto, sendo preenchidas com 17 pedras tipo brita média nº 1, média de 10g, retalho de rede de nylon, 9 pedras brancas dolomita seixo de jardim, 3 bolas de gude e 100 ml de cascalho pequeno nº 0 (CARVALHO; UIEDA, 2004) (Figura 6).

Os substratos artificiais foram amarrados com linha de nylon (0,40mm) na vegetação adjacentes e depositados no fundo do curso d'água dos Pontos (1, 2, 3 e 4) pelo período de 30 dias. O intervalo de tempo foi definido conforme a média de dias de outros estudos semelhantes (CARVALHO, UIEDA, 2004; PEREIRA et al., 2010; HONORATO, PELLI, 2011; KHUDHAIR et al., 2019).

Os substratos artificiais foram retirados e armazenados em sacos plásticos com 100 ml de Formol 40% e 200 ml de água. As amostras foram armazenadas em caixas térmicas e levadas para Laboratório de Ecologia do Departamento de Patologia, Genética e Evolução da UFTM, onde foram realizadas as respectivas análises e mensurações, segundo Carvalho e Uieda (2004), Pereira et al. (2010) e Honorato e Pelli (2011).

No Laboratório especificado, as amostras foram lavadas com tamises com malhas de 2 mm, 1 mm, 0,5 mm e 0,25 mm. O material retido na tamis de 2 mm foi triado a olho nu, em bandeja branca, em ambiente claro e iluminado. Os sedimentos contidos nas demais tamises foram triados com o auxílio de Microscópio Estereoscópico Olympus SZX12, com magnificação máxima de 180X, conforme sugerido por Carvalho e Uieda (2004) e Anjos e Takeda (2005).

Os indivíduos (macroinvertebrados) foram separados pela morfologia e armazenados em microtubo com capacidade de 1,5 ml Eppendorf® e conservados com álcool 75%. A identificação dos grupos taxonômicos aconteceu até nível de família para alguns indivíduos, com o auxílio de Chave de Identificação Dicotômica, conforme Borror e De'Long (1964); Merritt e Cummins (1998); Pereira e Almeida, (2010); Mugnai, Nessimian e Baptista (2010); Costa, Santos e Oldrini, (2011); Segura, Valente-Neto e Fonseca-Gessner (2011); Hamada, Nessimian e Querino (2014). Além dessas chaves, foram utilizados como suporte os livros textos de Brusca e Brusca (2007,) e Margulis e Schwartz (2001).

Foram realizadas duas amostragens nos meses de dezembro de 2018 e março 2019, utilizando-se a concha-de-mão com raio de 7,5 cm (Figura 7). Foi coletada nas margens dos cursos hídricos o conteúdo de uma concha com sedimento nos Pontos 1, 2, 3 e 4. Em sequência, os sedimentos amostrados foram armazenados em sacos plástico com 100 ml de formol 40% e 200 ml de água. As amostras foram armazenadas em caixas térmicas e levados para Laboratório de Ecologia do Departamento de Patologia, Genética e Evolução da UFTM. O processamento das amostras foram os mesmos utilizados para o substrato artificial.

Foram analisados os parâmetros de Riqueza; Índice de Diversidade de *Simpson*, combinado com a fórmula:  $1/D = 1 / [\sum (n_i \times n_i - 1) / (N_t \times N_t - 1)]$ . Como também foram calculados o Índice BMWP (*Biological Monitoring Working Party Score Systems*), de acordo com Junqueira e Campos (1998) e EPT (Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera) utilizando o Programa Microsoft Office

Excel®, conforme sugerido por Callisto, Moretti e Goulart (2000); Callisto, Goulart e Moretti (2002) e Odountan et al. (2019).

## RESULTADOS E DISCUSSÕES

Os resultados obtidos nas análises físico-química das águas em Veredas em Uberaba (MG) são apresentados na Tabela 1.

**Tabela 1.** Variação espacial e temporal dos valores de temperatura da água (°C), pH, Oxigênio dissolvido (mg O<sub>2</sub>/L), Condutividade elétrica (μS/cm), Sólidos totais sedimentáveis (ml/L), Salinidade (‰) e Turbidez (NTU) de quatro áreas de Veredas em Uberaba (MG), em maio e dezembro de 2018 e março de 2019. Fonte: Dados de Campo e Laboratório. Organização do Autor (2019).

| FQ         | P1    |             |       | P2    |             |       | P3    |             |      | P4    |             |       |
|------------|-------|-------------|-------|-------|-------------|-------|-------|-------------|------|-------|-------------|-------|
|            | Média | Amplitude   | D.P.  | Média | Amplitude   | D.P.  | Média | Amplitude   | D.P. | Média | Amplitude   | D.P.  |
| Temp.      | 25,00 | 20,7 – 29,0 | 4,15  | 23,0  | 18,2 – 26,1 | 4,50  | 20,20 | 16,5 – 22,5 | 3,20 | 19,70 | 15,3 – 22,0 | 3,80  |
| pH         | 7,40  | 6,50 – 8,15 | 0,83  | 6,60  | 6,30 – 6,80 | 0,30  | 6,70  | 6,10 – 7,40 | 0,70 | 6,70  | 6,40 – 7,20 | 0,50  |
| OD         | 9,30  | 8,0 – 11,3  | 1,76  | 10,40 | 9,4 – 11,1  | 0,90  | 7,50  | 7,1 – 7,8   | 0,40 | 9,60  | 8,6 – 10,6  | 1,00  |
| Condut.    | 125   | 106 – 141   | 17,62 | 125   | 23,8 – 191  | 89,40 | 25,70 | 25 – 26,3   | 0,70 | 68,50 | 22 – 158,5  | 78,00 |
| Sól. Sed.  | 0,70  | 0,01 – 2,10 | 1,21  | 0,10  | 0,02 – 0,02 | 0,20  | 0,30  | 0,01 – 1,00 | 0,60 | 0,00  | 0,00 – 0,00 | 0,00  |
| Salinidade | 0,04  | 0,00 – 0,11 | 0,06  | 0,37  | 0,00 – 1,10 | 0,60  | 0,00  | 0,01 – 0,10 | 0,00 | 0,00  | 0,00 – 0,00 | 0,00  |
| Turbidez   | 32,00 | 15,2 – 63,1 | 27,07 | 6,00  | 0,0 – 12,4  | 6,30  | 0,60  | 0,0 – 1,6   | 0,90 | 9,00  | 0,0 – 27,0  | 15,60 |

Os valores de Temperatura oscilaram entre 15,3 e 29,0 °C, denotando elevada amplitude ao longo do intervalo de coleta. O Ponto 4 apresentou menores valores médios de temperatura, enquanto o Ponto 1 apresentou os maiores valores, o que pode refletir nos resultados.

Segundo Odountan et al. (2019) em ambientes antropizados a temperatura da água é maior devido a ausência de vegetação de Galeria ou Mata Ciliar, que proporciona maior incidência de luz, elevando assim a temperatura do ambiente, e condicionando maior amplitude térmica. Em ambientes preservados a temperatura da água tende a ser mais baixa e a oscilar menos. Os Pontos 3 e 5 apresentaram a ausência de vegetação nativa, que podem justificar as maiores médias de temperaturas entre os pontos amostrados.

Os valores de pH apresentaram pequenas variações ao longo dos meses, quando considerados os valores absolutos. Porém, pequenas variações no pH podem impor significado biológico (ODOUNTAN et al., 2019). Dessa forma, os Pontos 2, 3 e 4 apresentaram águas aparentemente ácidas, com a média de valores igual 6,6; 6,7 e 6,7, respectivamente. O Ponto 1 apresentou a

média do pH com valor de 7,4, o que contradiz com o esperado, indicando alteração do ambiente, conforme Gloria, Horn e Hilgemann (2017) e Reis, Melo e Pelli (2016).

Os Pontos 2 e 4 apresentaram maiores valores de OD em relação aos Pontos 1 e 3. Quando analisadas as médias dos Pontos considerados antropizados e dos Pontos ditos conservados, observa-se maiores médias para os ambientes antropizados. É provável que o aparente paradoxo seja justificado pela correção do leito do ambiente, favorecendo a maior correnteza e oxigenação mecânica da água, aliada à exportação da matéria orgânica, que normalmente consome Oxigênio na degradação (PELLI, PEDREIRA, MACHADO, 2014).

Os maiores valores de Condutividade elétrica ocorreram nos pontos considerados antropizados, Pontos 1 e 2, com valor igual a 125  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Foi identificado o lançamento de água pluvial e efluente doméstico nesses pontos. A média nos Pontos 3 e 4 foi 26 e 69  $\mu\text{S}/\text{cm}$ , respectivamente, indicando que esse parâmetro foi eficiente para distinguir os ambientes de Vereda.

A média dos valores de Sólidos totais sedimentáveis indicou assoreamento dos Pontos 1 e 3 (0,7 e 0,3 ml/L, respectivamente), enquanto nos Pontos 2 e 4 os valores foram bem menores. Neste caso, é provável que as diferenças sejam provavelmente decorrentes de interferências antrópicas.

A média da Salinidade mensurada nos Pontos 1, 2, 3 e 4 foi 0,04; 0,37; 0,01 e 0,00 %, respectivamente. Os Pontos 1 e 2 apresentaram os maiores valores de salinidade, indicando contaminação da água. Os Pontos 3 e 4, com valores menores, indicam ambientes com pouco ou nenhuma interferência externa (PELLI, PEDREIRA, MACHADO, 2014).

A média dos valores de Turbidez nos Pontos 1, 2, 3 e 4 foi 32, 6, 1 e 1 NTU, respectivamente. Os valores elevados da Turbidez ocorreram nos Pontos 1 e 2. Já os menores valores foram registrados nos Pontos 3 e 4. Todos os Pontos analisados apresentaram os valores dentro do recomendado pela Resolução CONAMA nº 357, de 17 de março de 2005, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, como Águas de Classe 2. Os valores elevados de Turbidez podem reduzir a penetração de luz solar no corpo hídrico, prejudicando a fotossíntese das algas e plantas aquáticas submersas. Também afeta a vida dos organismos, soterrando macroinvertebrados, dificultando troca gasosa de vertebrados e interferindo na habilidade dos peixes (ictiofauna) em se alimentar ou defender de predadores. As partículas em suspensão localizadas próximo à superfície podem absorver calor adicional da luz solar, aumentando a temperatura da camada superficial da água (LARSEN et al., 2019). Considerando os resultados, esse parâmetro pode ser bom para avaliar a qualidade da água em áreas de Veredas na região de Uberaba (MG).

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos encontrada nas Veredas foi composta por 22 *taxa*, distribuídos em cinco Filos (Platyhelminthes, Mollusca, Annelida, Crustacea e Arthropoda) e 13 Ordens. Os Hexapoda foram o grupo mais diversificado, com 14 Famílias, sendo a mais abundante a Chironomidae, com total de 1.202 indivíduos, e a menos abundante foi Psychodidae, com 1 indivíduo. Os demais indivíduos encontrados/catalogados foram distribuídos entre as Classes Oligochaeta, Hirudinea, Arachnida e Entognatha com uma família cada (Tabela 2).

O maior valor de riqueza ocorreu no Ponto 4, onde foram identificados, em média, 11 *taxa*. Em sequência, o Ponto 3 apresentou média de 10 *taxa*. Os Pontos 2 e 1 apresentaram as médias de 6,5 e 5 *taxa*, respectivamente (Figura 2). *Turbellaria* foi um grupo exclusivo do Ponto 10. Assim, como *Collembola* que foi registrada apenas nos Pontos 3 e 1.

Considerando os Índices EPT, Índice Diversidade de Simpson (1/D), Riqueza e BMWP, o Ponto 4 apresentou maiores valores e porcentagens de EPT e diversidade em todas as amostras, indicando que o ambiente apresenta recursos que proporcionam a diversidade de espécies, sendo assim é um ambiente com poucas variações ambientais e maior integridade biótica. Em sequência, os Pontos 3, 2 e 1 apresentaram condições ambientais em ordem decrescente.

O Ponto 1 apresentou, segundo a Classificação do BMWP, proposta por Junqueira e Campos (1998), águas classificadas como “Muito ruim”. Para os Pontos 2, 3 e 4, as águas são enquadradas como “Ruins”.

As médias do EPT nos Pontos 1, 2, 3 e 4, foram iguais a 0, 39, 46 e 195 respectivamente (Figura 4). Nos Pontos 4, 3 e 2 houve maiores porcentagens de Ephemeroptera e Trichoptera, essas ordens são consideradas sensíveis à poluição orgânica, demonstrando assim preservação, pelo menos parcial, dos ambientes locais (JUNQUEIRA et al., 1998; ARKIA, SIAHKALROUDI, KHERADPIR, 2019).

**Tabela 2.** Macroinvertebrados bentônicos coletados em quatro áreas de Vereda em Uberaba (MG). Fonte: Dados de Campo e Laboratório. Organização dos Autores (2019).

| Classe      | Ordem         | Família           | Set | Dez | Mar | Set | Dez | Mar | Set |
|-------------|---------------|-------------------|-----|-----|-----|-----|-----|-----|-----|
|             |               |                   | P 1 | P 1 | P 1 | P 2 | P 2 | P 2 | P 3 |
| Turbellaria | Tricladida    | -                 |     |     |     |     |     |     |     |
| Planorbidae | -             | -                 |     |     |     |     | 1   | 1   | 4   |
| Oligochaeta | -             | -                 | 3   | 15  | 599 |     | 118 | 247 | 122 |
| Hirudinea   | -             | -                 |     |     | 4   |     | 4   |     |     |
| Crustacea   | Ostracoda     | -                 |     | 2   | 52  |     | 4   |     | 5   |
|             | Copepoda      | -                 |     |     | 3   |     |     |     | 4   |
| Arachnida   | Prostigmata   |                   |     |     |     |     |     |     |     |
| Entognatha  | Collembola    | Entomobryidae     | 9   | 1   |     |     |     |     |     |
| Insecta     | Ephemeroptera | Heptageniidae     |     |     |     |     |     |     | 3   |
|             |               | Baetidae          |     |     |     | 2   |     |     |     |
|             | Odonata       | Libellulidae      |     |     |     |     |     |     | 2   |
|             |               | Coenagrionidae    |     |     |     |     | 1   | 1   | 5   |
|             | Coleoptera    | Elmidae           |     |     |     |     |     |     |     |
|             |               | Psephenidae       |     |     |     |     |     |     |     |
| Tricoptera  |               | Polycentropodidae |     |     |     |     |     | 27  | 2   |
|             |               | Leptoceridae      |     |     |     |     |     |     | 2   |
|             |               | Odontoceridae     |     |     |     | 2   |     |     |     |



encontram com perturbação ambiental. As Veredas (áreas 3 e 4) estão mais preservados e apresentaram maior riqueza de espécies e a classificação das águas foi melhor. Quanto a Riqueza, o Índice de Diversidade de Simpson e o EPT, foram maiores os valores e as porcentagens nos Pontos mais preservados (3 e 4) e os valores e porcentagens menores ocorreram nos Pontos (1 e 2). No Ponto 1 não foi amostrado nenhum indivíduo (Ephemeroptera, Plecoptera e Tricoptera), a ocorrência desses animais está relacionado com qualidade da água, sendo considerado que o ambiente é mais poluído.

O presente estudo pode ser utilizado como base para tomada de decisões nos processos de gestão ambiental do município de Uberaba (MG). Os Pontos caracterizados como mais preservados, no geral, suportam um número maior de espécies, sendo áreas ricas em diversidade de fauna e flora. Os Pontos de Veredas próximos da região Central da Cidade apresentaram um número reduzido de espécies da fauna e flora e uma descaracterização das áreas naturais. As Veredas devem ser consideradas pelos gestores ambientais e Poder Público, como áreas prioritárias para preservação e recuperação, visando a preservação socioambiental.

## AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à Universidade Federal do Triângulo Mineiro, ao Programa de Pós-Graduação em Ciências e Tecnologia Ambiental, a FAPEMIG e aos especialistas que contribuíram não somente com a identificação das espécies, mas também com apoio e incentivo.

## REFERÊNCIAS

- ALMEIDA, W. R. F. D.; SOUZA, F. M. D. Análise Físico-Química da Qualidade da Água do Rio Pardo no Município de Cândido Sales – BA. **Id onLine Revista Multidisciplinar e de Psicologia**, v. 13, n. 43, p. 353-378, 2019.
- ANJOS, A. F. D.; TAKEDA, A. M. Colonização de Chironomidae (Diptera: Insecta) em diferentes tipos de substratos artificiais. **Revista Acta Scientiarum**, v. 27, n. 2, p. 147-151, 2005.
- AUGUSTIN, C. H. R. R.; MELO, D. R. D.; ARANHA, P. R. A. Aspectos geomorfológicos de veredas: um ecossistema do bioma do cerrado, Brasil. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v.10, n.1, p.103-114, 2009.
- APHA, AWWA, WEF. **Standard Methods for examination of water and wastewater**. 22nd ed. Washington: American Public Health Association, 2012, p. 1360.
- ARAÚJO, G. M.; BARBOSA, A. A. A.; ARANTES, A. A.; AMARAL, A. F. Composição florística de veredas no Município de Uberlândia, MG. **Brazilian Journal of Botany**, v.25, n.4, p.475-493, 2002.
- ARKIA, S.; SIAHKALROUDI, S. Y.; KHERADPIR, N. Chironomidae (Insecta: Diptera) biodiversity at generic level in Lar River, Tehran Province with introducing two new genera for Iranian fauna. **Journal of Wildlife and Biodiversity**, v. 3, n. 1, p. 31-39, 2019.
- BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente**. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res02/res30302.html>>. Acesso em: 16 jan. 2019.
- BRASIL. **Ministério da Saúde. Lei nº 2.914 de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, DF, 2011.
- BRASIL. **Lei no 12.651, de 25 de maio de 2012**. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis no 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis no 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. Brasília, DF, 2012.
- BAHIA, T. D. O.; LUZ, G. R. D.; BRAGA, L. D. L.; MENINO, G. C. D. O.; NUNES, Y. R. F.; VELOSO, M. D. D. M.; NEVES, W. V.; SANTOS, R. M. D. Florística e fitossociologia de veredas em diferentes estágios de conservação na APA do Rio Pandeiros, norte de Minas Gerais, **Revista MG Biota**, v.2, n.3, p. 14-21, 2009.
- BRUSCA, Gary J. **Invertebrados**. Rio de Janeiro, editora Guanabara Koogansa. ed. 2, 2007, p. 978.
- CHAVEIRO, E. F.; CASTILHO, D. Cerrado: patrimônio genético, cultural e simbólico. **Revista Mirante**, v. 2, n. 1, p.1-10, 2007.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. D. A. Biomonitoramento da macrofauna bentônica de Chironomidae (Diptera) em dois Igarapés Amazônicos sob influência das atividades de mineração de bauxita. **Oecologia Brasiliensis**, p. 299-309, 1998.
- CALLISTO, M.; MORETTI, M.; GOULART, M. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira Recursos Hídricos**, v. 6, n. 1, p. 71-82, 2000.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M.; PETRUCIO, M. M.. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensis**, São Carlos, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.

- CARVALHO, E. M. D.; UIEDA, V. S. Colonização por Macroinvertebrados Bentônicos em Substrato Artificial e Natural em um Riacho da Serra de Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 21, n. 2, p. 287-294, 2004.
- CARVALHO, F. G. D.; PINTO, N. S.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. M. B. D.; JUEN, L. Efeitos da retirada da vegetação marginal sobre a comunidade de Odonata. **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 25, n. 1, p. 10-18, 2013.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002**. Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Diário oficial da União, Brasília, DF, 13 maio 2002. Disponível em: < <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=274>>. Acesso em: 01 jul. 2019.
- CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). **Resolução 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. Diário oficial da União, Brasília, DF, 18 mar. 2005. Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=2747>>. Acesso em: 01 jul. 2019.
- GLORIA, L. P.; HORN, B. C.; HILGEMANN, M. Avaliação da qualidade da água de bacias hidrográficas através da ferramenta do Índice de Qualidade da Água – IQA. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, 2017.
- GOTHWAL, R.; GUPTA, G. K. Physico-Chemical Analysis of Soil during Summer Season in Lentic Fresh Water Ecosystem: Nakki Lake-Mount Abu (Rajasthan), India. **World scientific News**, v. 115, p. 117-127, 2018.
- GOULART, M. D. C.; CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, v.1, n. 1, p. 153-164, 2002.
- HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L.; QUERINO, R. B. **Insetos aquáticos na Amazônia brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Editora INPA, 2014, p. 728.
- HAUER, F. R.; RESH, V. H. Benthic macroinvertebrates. **Methods in stream ecology**. San Diego, Academic Press, 1996, p. 339-369.
- HONORATO, G. B. D. S.; PELLI, A. Utilização da comunidade bentônica na avaliação da qualidade de água no Córrego Gameleira, Uberaba/MG. **SaBios** (Faculdade Integrado de Campo Mourão. Online), v. 6, p. 15-26, 2011.
- JUNQUEIRA, V. M.; CAMPOS, S. C. M. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensis**, v. 10, n. 2, p. 125-135, 1998.
- KHUDHAIR, N.; YAN, C.; LIU, M.; YU, H. Effects of Habitat Types on Macroinvertebrates Assemblages Structure: Case Study of Sun Island Bund Wetland. **BioMed Research International**, v. 2019, p. 1-13, 2019.
- KUSS, C. P.; CASTRO, F. B. G. D. Avaliação da qualidade físico – química e microbiológica das águas do Rio Palmital em Colombo – PR. **Cadernos da Escola de Saúde**, v.1 n.15, p. 32-41, 2015.
- LARSEN, S. J.; KILMINSTER, K. L.; MANTOVANELLI, A.; GOSS, Z. J.; EVANS, G. C.; BRYANT, L. D.; MCGINNIS, D. F. Artificially oxygenating the Swan River estuary increases dissolved oxygen concentrations in the water and at the sediment interface. **Ecological Engineering**, v. 128, p. 112–121, 2019.
- MARGULIS, L.; SCHWARTZ, K. V. **Cinco reinos: Um guia ilustrado dos filós da Vida na terra**. Editora Guanabara KOOGAN S.A. Rio de Janeiro, 2001, p. 497.
- MERRIT, R.W.; CUMMINS, K.W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. 3. ed. Dubrique, Iowa, Kendall Hunt, 1998, p. 643.
- MONTEIRO, T. R.; OLIVEIRA, L. G.; GODOY, B. S. Biomonitoramento da qualidade das água utilizando macroinvertebrados bentônicos: adaptação do índice biótico BMWP à Bacia do Rio Meia Ponte – GO. **Revista Oecologia brasiliensis**, v. 12, n. 3, p. 553-563, 2008.

- MOREIRA, S. N.; POTT, A.; POTT, V. J.; DAMASCENO-JUNIOR, G. A. Estrutura da vegetação de lagoa associada à Vereda no Cerrado brasileiro. **Revista Rodriguésia**, v. 62, n. 4, p. 721-729, 2011.
- MORETTO, P. Y.; PUJARRA, S. Inventário da comunidade de macroinvertebrados bentônicos em rios e riachos do parque nacional do Iguaçu, Brasil. **Revista Latino-Americano de Estudos Avançados**, v. 1, n. 2, p.145-157, 2017.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Technical Books, 2010.
- ODOUNTAN, O. H.; BISTHOVEN, L. J. D.; ABOU, Y.; EGGERMONT, H. Biomonitoring of lakes using macroinvertebrates: recommended indices and metrics for use in West Africa and developing countries. **Hydrobiologia**, v. 826, n. 1, p. 1-23, 2019.
- OLIVEIRA, Paulo S.; MARQUIS, Robert. **The Cerrado of Brazil**. Ed. Columbia University Press, New York. p. 398, 2002.
- OLIVEIRA-FILHO, A.T.; ALMEIDA, R.J. D.; MELLO, J.M. D.; GAVILANES, M. L. Estrutura fitossociológica e variáveis ambientais em um trecho de mata ciliar do córrego Vilas Boas, Reserva Biológica do Poço Bonito, Lavras (MG). **Revista Brasileira de Botânica**, v. 17, n. 1, p. 67-85, 2010.
- PELLI, A.; PEDREIRA, M. M.; MACHADO, A. R. M. **Tópico de atualização em ciências aquáticas**: Macroinvertebrados bentônicos e parâmetros físico-químicos da água e sedimento como indicadores de saúde de veredas no Triângulo Mineiro, Minas Gerais. Uberaba, UFTM, p. 11 – 47, 2014.
- PEREIRA, D.; MANSUR, M. C. D.; VOLKMER-RIBEIRO, C.; OLIVEIRA, M. D. D.; SANTOS, C. P. D.; BERGONCI, P. E. A. Colonização de substrato artificial por macroinvertebrados límnicos, no delta do rio Jacuí (RS, Brasil). **Revista Biotemas**, v. 23, n. 1, p.1-10, 2010.
- QUINA, C. L.; PELLI, A.; MARTINS, A. G. C. Sucessão de macroinvertebrados bentônicos em carcaças de rato no Rio Uberaba – MG. **SaBios** (Faculdade Integrado de Campo Mourão. Online), v. 8, p. 73-80, 2013.
- RAMOS, C. I.; ROSINI, E. F.; VARGAS, R. R.; AZEVEDO, F. Dall’Ara. Macroinvertebrados aquáticos como bioindicadores da qualidade da água da bacia hidrográfica Popuca-Botinhas, Guarulhos (SP). **Revista Geociências**, v. 17, n. 1, p. 29-34, 2018.
- REIS, A. L. G.; MELO, T. B.; PELLI, A. Sucessão de insetos em peça anatômica de galinha *Gallus gallus domesticus* em um córrego de Vereda em Uberaba/MG. **Revista Brasileira de Ciências Tecnologia e Inovação**, v. 1, n. 3, p.1-9, 2016.
- REZENDE, R.; REZENDE, R. D. S.; SANTOS, A. M. D.; JUNIOR, J. F. G. Avaliação ambiental do rio Pandeiros utilizando macroinvertebrados como indicadores de qualidade da água. **Ecologia Austral**, n. 22, p. 159-169, 2012.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **Fitofisionomias do Bioma Cerrado**. In: SANO S. M. et al. (Org.). Cerrado – Ecologia e Flora. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, Planaltina, DF, 1998, p.129.
- RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. **As principais fitofisionomias do bioma Cerrado**. In: SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. D.; RIBEIRO, J. F. (Ed.). Cerrado: ecologia e flora, 2 ed. Brasília: EMBRAPA-CERRADOS, 2008. 876 p.
- SEGURA, M. O.; VALENTE-NETO, F.; FONSECA-GESSNER, A. A. Chave de famílias de Coleoptera aquáticos (Insecta) do Estado de São Paulo, Brasil. **Biota Neotropical**, v. 11, n. 1, p. 393-412, 2011.
- XAVIER, R. A.; CAMARGO, V. C.; CARDOSO, O. R., TASSI, R. Eco-hidrologia integrada ao manejo dos recursos hídricos em áreas úmidas: caso do Banhado do Taim, RS. **Revista Engenharia Sanitária Ambiental [online]**, v. 24, n.1, p. 187-197, 2019.

---

# IMPACTOS DA MODIFICAÇÃO DA COBERTURA VEGETAL SOBRE O AMBIENTE E AS COMUNIDADES AQUÁTICAS

Jane Piton Serra

## INTRODUÇÃO

Desde que o homem deixou de ser nômade e passou a desenvolver a agricultura e se estabelecer em locais fixos, as áreas preferencialmente ocupadas foram às margens dos cursos d'água, devido à abundância de alimento (peixes e outras caças), de água, matéria-prima (lenha, madeira), bem como por serem os locais marginais aos rios os que apresentam áreas mais produtivas para o plantio em função da maior fertilidade natural do solo, especialmente em rios que inundam nos períodos chuvosos. Desta forma, as matas ciliares, que ocupavam as margens desses rios, foram historicamente dos primeiros ambientes a sofrerem com a ação antrópica.

O crescimento da população mundial e o desenvolvimento econômico, expandiram as áreas ocupadas pelas cidades (muitas vezes formando grandes metrópoles), bem como das áreas utilizadas para agricultura com objetivo de produção de alimentos para suprir a população humana que cresce exponencialmente. As modificações na paisagem para instalação dos conglomerados urbanos bem como para a produção agrícola, via de regra resultam na supressão da cobertura vegetal que originalmente ocupava essas áreas. Os impactos ao ambiente causados pela retirada da vegetação são diversos, dependendo também da extensão da área modificada, como alterações paisagísticas da região, aquecimento local, perda da riqueza de espécies vegetais e animais, dentre outras. Goulart e Callisto (2003) relatam que: “O que se observa é uma forte pressão do sistema produtivo sobre os recursos naturais, através da obtenção de matéria prima, utilizada na produção de bens que são utilizados no crescimento econômico. O desenvolvimento gerado retorna capital para o sistema produtivo, que devolve rejeitos e efluentes, além da degradação ambiental (muitas vezes irreversível) ao meio ambiente”. (GOULART e CALLISTO, 2003).

Além dos impactos ao ambiente terrestre, a retirada da vegetação afeta também de forma bastante acentuada os ambientes aquáticos, tão essenciais para a vida no planeta, mas que apresentam suas características físicas, químicas e biológicas cada vez mais modificadas pela ação antrópica, gerando uma preocupação mundial crescente com uma futura escassez de água de qualidade para consumo.

Alterações nos componentes de um ecossistema levam a modificações nas interações ecológicas, sendo algumas vezes irreversíveis ou de grande magnitude, podendo ocasionar a perda de

biodiversidade (SCHERER, 2011). Os impactos antrópicos nos ambientes aquáticos têm afetado significativamente a qualidade da água, a estrutura física dos ambientes (leito e profundidade dos corpos d'água), bem como as comunidades biológicas que nela habitam.

## A RELAÇÃO ÁGUA-SOLO-VEGETAÇÃO

Os corpos d'água que abastecem as cidades, as áreas rurais, cortam as florestas e demais áreas naturais são parte importante do ciclo hidrológico. A água que evapora desses corpos d'água não tem participação tão intensa nos regimes de chuvas (que são derivados principalmente da água que evapora dos oceanos), porém esses reservatórios são abastecidos predominantemente pela água que precipita e escorre superficialmente, ou infiltra no solo e chega subterraneamente até os cursos d'água.

A interface água-solo-vegetação tem uma forte influência no ciclo hidrológico, afetando o montante de água que chega aos corpos d'água e conseqüentemente a sobrevivência e conservação das comunidades aquáticas (TUCCI e CLARKE, 1997; BARRELLA et al., 2003).

Durante a precipitação, uma parcela da água é retida pela vegetação; quanto maior for a superfície de folhagem, maior a área de retenção da água durante a precipitação. Esse volume retido é evaporado, entrando novamente no ciclo hidrológico. A parcela de precipitação que atinge o solo pode infiltrar ou escoar superficialmente dependendo da capacidade do solo em infiltrar. A água que infiltra, pode percolar para o aquífero ou gerar um escoamento subsuperficial ao longo dos canais internos do solo, até a superfície ou um curso d'água. A água que percola até o aquífero é armazenada e transportada até os rios, criando condições para manter os rios perenes mesmo nos períodos mais prolongados de seca (TUCCI e CLARKE, 1997).

A parte da precipitação que escoar superficialmente pode também atingir os cursos d'água, sendo que a velocidade do escoamento e conseqüentemente a quantidade de sedimentos e outros materiais que essa água carrega consigo até os rios e riachos está diretamente relacionada com a existência e o tipo de cobertura vegetal. Da mesma forma, a capacidade de infiltração da água precipitada depende do tipo e do uso do solo, sendo que solos com densa cobertura vegetal, como florestas, apresentam alta capacidade de infiltração, o que gera pequena quantidade de escoamento superficial; já solos sem cobertura vegetal, que sofrem compactação, apresentam capacidade de infiltração bastante reduzida e conseqüentemente maior escoamento superficial (TUCCI e CLARKE, 1997).

O desmatamento provoca a compactação do solo, causando uma intensificação do escoamento superficial, assim o grande volume de água das chuvas não consegue mais infiltrar e passa a correr diretamente para os corpos d'água, aumentando a vazão dos ambientes aquáticos (TUCCI e CLARKE, 1997 apresentam uma revisão de várias pesquisas em regiões diferentes do mundo que chegaram a esse mesmo resultado).

Pinto et al. (2012) analisaram a qualidade da água de nascentes com diferentes usos do solo em seu entorno, ocorrendo desde a presença de mata ciliar com tamanho que atende a legislação vigente, até a plantação de diferentes culturas agrícolas, presença de gado e construção de moradias. Os dados apresentados pelos autores mostram que, na nascente com mata ciliar, a vegetação auxiliou na proteção quali-quantitativa de seus recursos hídricos, em comparação às nascentes com pastagem, com café, com policultivo e com residências, sendo as características cor, turbidez, coliformes totais e termotolerantes, DBO5 (Demanda Biológica de Oxigênio), fosfato total, nitrato e OD (Oxigênio Dissolvido) as que mais evidenciaram essas diferenças (PINTO et al., 2012). A nascente com pastagem foi a que se apresentou mais degradada em decorrência do avançado estágio de erosão, causando significativa alteração da cor e turbidez da água. Na nascente com café, a presença de atividade agropecuária com emprego de defensivos agrícola afetou os níveis de oxigênio dissolvido e de fosfato total na água. As demais nascentes também apresentaram qualidade da água inferior à que apresentava vegetação em seu entorno (PINTO et al., 2012).

As trocas entre sistemas aquáticos e terrestres funcionam em mão dupla, enquanto o meio terrestre fornece alimento alóctone, nutrientes e sombra para o meio aquático, além de outros benefícios, o meio aquático por sua vez, exporta para o sistema terrestre insetos (que apresentam larvas aquáticas) e que serão responsáveis por polinização, controle de pragas e alimento para animais insetívoros, dentre outros (CASATTI, 2010; PUSEY e ARTHINGTON, 2003).

## AS FUNÇÕES DESEMPENHADAS PELAS MATAS CILIARES

A vegetação que circunda os corpos d'água pode ser chamada de mata ciliar, mata de galeria, floresta ripária ou vegetação ripária, dentre outros. As zonas ripárias coincidem, em parte, com as áreas de preservação permanente (APPs) às margens de rios, que tem sua extensão mínima definida por lei, de acordo com a largura do ambiente aquático que ela margeia (Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012). A existência de um mecanismo legal para a preservação da mata ciliar mostra a importância que essa vegetação tem para a manutenção da qualidade dos ambientes aquáticos.

As matas ciliares exercem várias funções em relação aos corpos d'água e aos ambientes ao seu redor. As zonas ripárias são reconhecidas como áreas de interações biológicas, físicas e químicas entre os ecossistemas aquáticos e terrestres e, conseqüentemente, apresentam alta diversidade de organismos e de processos ambientais (PUSEY e ARTHINGTON, 2003). A mata cria condições favoráveis para a sobrevivência e manutenção do fluxo gênico entre populações de espécies animais que habitam as faixas ciliares e fragmentos florestais maiores que podem ser por ela conectados; sombreia os corpos d'água, permitindo menor incidência solar direta e diminuindo a temperatura; ajuda a conter os processos erosivos; controla a entrada excessiva de sedimentos no ambiente aquático e ainda fornece alimento de origem alóctone para a biota aquática.

Barrella et al., (2003) relacionam outras importantes funções na estrutura e funcionamento ecológico exercidos pela vegetação ripária: (1) proteção estrutural dos habitats; (2) regulação do fluxo do rio; (3) abrigo para a fauna; (4) manutenção da qualidade da água; (5) filtragem de algumas substâncias que atingem o rio; (6) entrada de matéria orgânica e substrato de fixação para algas e perífiton. Os autores colocam também que essas funções podem ter maior ou menor influência dependendo do tamanho do curso d'água, sendo a influência da vegetação maior em rios onde o volume de água é relativamente baixo, nos trechos superiores (cabeceras), lagoas e riachos. Os habitats de cabeceira, por exemplo, são pequenos e frágeis e a cobertura da vegetação marginal tem extrema importância em sua preservação.

Os rios são coletores naturais das paisagens, recebendo materiais, sedimentos e poluentes de toda sua bacia de drenagem e refletindo os usos e ocupação do solo nas áreas vizinhas (GOU-LART e CALLISTO, 2003). A ação antrópica nas bacias modifica os ambientes aquáticos através de assoreamento e a homogeneização do leito de rios e córregos, diminuição da diversidade de habitats e microhabitats e eutrofização (CALLISTO et al., 2005; GOULART e CALLISTO, 2003; SILVA et al., 2007). Com a supressão da vegetação ripária e consequente aumento da incidência de luz no substrato, a produtividade primária autóctone pode ser incrementada (PUSEY e ARTHINGTON, 2003). Isso ocorre porque muitas vezes o uso que é dado à área que apresentava vegetação, como a agricultura e pecuária, por exemplo, provoca o aumento da entrada de nutrientes no ambiente (principalmente pelo uso de adubos e outros compostos orgânicos). Esse aumento de nutrientes, somado à alta incidência de luz e aumento da temperatura, também provocados pela retirada da vegetação que antes sombreava o corpo d'água, resultam em maior produção dos organismos autotróficos (em especial algas e macrófitas), modificando assim toda a cadeia trófica do ambiente (CASATTI, 2010; MARTINS et al., 2014; PUSEY & ARTHINGTON, 2003). Ao substituir a base alóctone (externa) pela autóctone (interna) como fonte energética para a biota aquática, é provável que determinadas espécies sejam excluídas do ambiente. Dependendo também do volume de entrada de nutrientes, o crescimento de organismos autotróficos na superfície do ambiente pode ser tão grande que impacta todos os demais organismos que vivem nas regiões mais profundas do corpo d'água, pois passam a sombrear o ambiente impedindo a chegada de luz nessas áreas.

As regiões com grande entrada de matéria orgânica no meio aquático, podem apresentar também alta densidade de bactérias decompositoras, o que leva ao consumo do oxigênio dissolvido na água e a consequente redução desse gás, eliminando espécies com altas exigências de oxigênio e causando a dominância de espécies resistentes (CASATTI, 2010; MARTINS et al., 2014; PUSEY e ARTHINGTON, 2003). Adicionalmente, os produtos resultantes da degradação química, microbiológica ou fotoquímica dos ingredientes ativos liberados no meio aquático são motivo de grande apreensão, pois estes metabólicos possuem atividade ecotoxicológica muitas vezes mais intensa que a molécula original (HEMOND e FECHENER, 1999), podendo se acumular nos organismos ou levar à morte de indivíduos ou das populações como um todo.

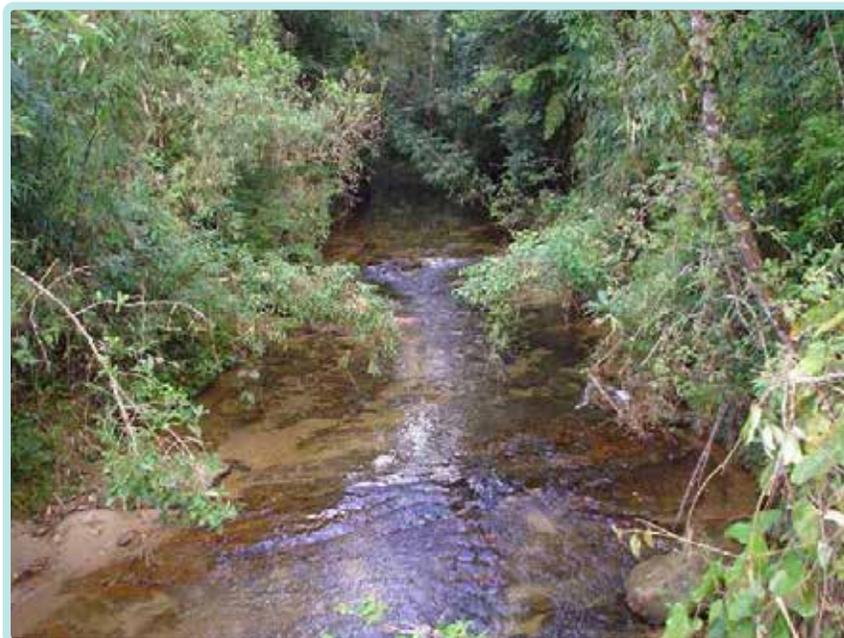
Na condição de ausência de vegetação ripária, ocorre ainda a intensificação do carregamento de partículas (areia e silte) para o leito dos riachos, dificultando o estabelecimento de organismos fotossintetizantes dependentes de substratos consolidados e estruturalmente mais complexos (FERREIRA, 2006). Assim, tanto as produções alóctones quanto autóctones ficam comprometidas em condições de ausência da mata ciliar (FERREIRA, 2006).

A vegetação pode controlar a erosão como uma barreira física que protege a margem contra impactos diretos e por meio do suporte oferecido pelas raízes, que funcionam como uma estrutura de fixação do solo na margem (CASATTI, 2010; Ferraz, 2002; PUSEY e ARTHINGTON, 2003). A vegetação também captura sedimentos provenientes das partes altas do terreno, impedindo que elas alcancem a água, funcionando como um dreno para a deposição de material e, conseqüentemente, diminuindo a quantidade de materiais em suspensão que carrega nutrientes e substâncias tóxicas para dentro da água (FERRAZ, 2002).

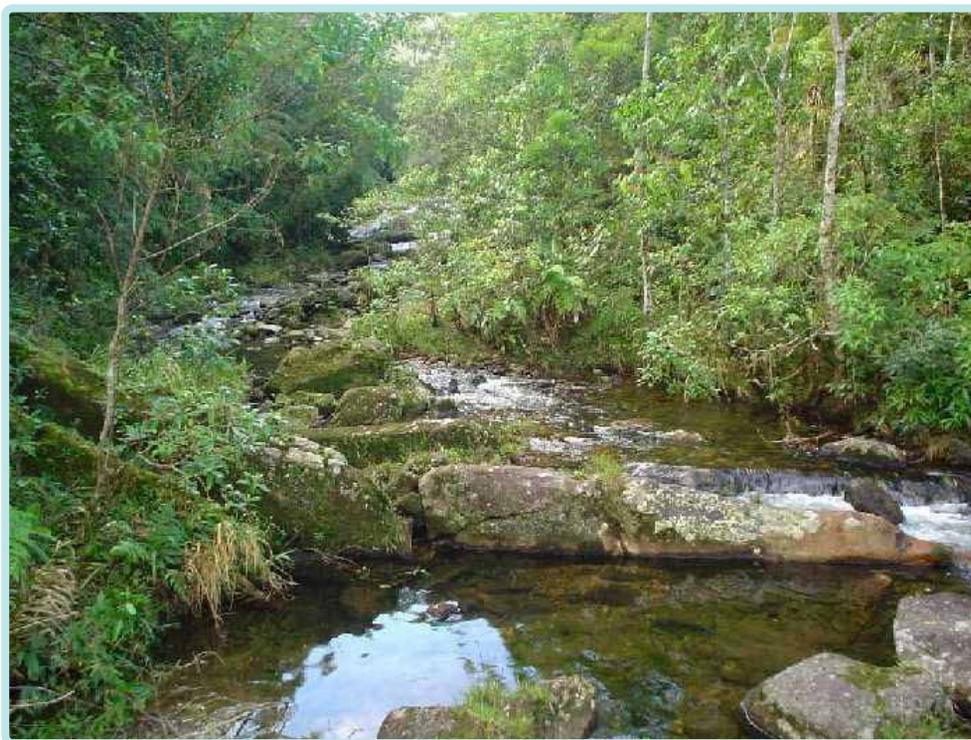
## O PROCESSO DE ASSOREAMENTO

Os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa devido a múltiplos impactos ambientais resultantes de diferentes tipos de atividades humanas: mineração, construção de barragens e represas, lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados e desmatamento e uso inadequado do solo em regiões ripárias, dentre outros (CALLISTO et al., 2005; GOULART e CALLISTO, 2003; NOGUEIRA et al., 2011; SILVA et al., 2007).

Ambientes aquáticos com mata ciliar preservada apresentam leito complexo, com áreas de rochas ou seixos de diferentes tamanhos, alternados com regiões de substrato mais fino como areia ou silte (Figura 1 a 3). A mata ciliar contribui com folhas, troncos, gravetos e outros materiais, formando áreas de abrigos no leito do corpo d'água. Esses ambientes são compostos ainda por regiões com diferentes profundidades e velocidades de correnteza, como corredeiras (água com velocidade bastante alta), corredores (velocidade intermediária) e poções (ambientes mais fundos e com águas mais calmas). Tais ambientes possuem condições favoráveis para abrigar diferentes espécies de peixes. A alternância de diferentes tipos de habitats ao longo de uma bacia hidrográfica aumenta a heterogeneidade ambiental e, portanto, a biodiversidade regional (BARRELLA et al., 2003). A mata ciliar também previne fluxos superficiais rápidos, reduzindo os efeitos traumáticos causados pela inundação dos sistemas aquáticos. O sistema radicular das plantas contribui para a retenção do solo e para a preservação das margens dos rios e riachos, prevenindo assim a destruição do ambiente (BARRELLA et al., 2003).



**Figura 1.** Riacho com mata ciliar presente. Afluente do rio Itatinga, RPPN Parque das Neblinas, município de Bertioga, SP.



**Figura 2.** Riacho com mata ciliar presente. Afluente do rio Itatinga, RPPN Parque das Neblinas, município de Bertioga, SP.



**Figura 3.** Igarapé com mata ciliar presente. Fazenda Jutaituba, município de Portel, PA.

A retirada da mata ciliar permite que as partículas dos terrenos vizinhos, carregadas pela água das chuvas cheguem ao leito dos rios sem nenhum obstáculo, provocando assim o assoreamento desses ambientes (Figura 4 e 5). A vegetação marginal previne a erosão do solo adjacente e, assim, a deposição de sedimento no leito rio. Em média, uma área de cerca de 1 hectare sem vegetação perde cerca de 16 toneladas de solo por ano, que são depositadas nos leitos dos rios. A mesma área com vegetação ripária preservada deposita apenas 1kg de sedimento no leito do rio (BRANCO e ROCHA, 1977). O consequente assoreamento leva a perda de habitats, já que o rio se torna cada vez mais raso, estreito, canalizado, com fundo homogêneo e predominantemente arenoso.



**Figura 4.** Riacho com mata ciliar alterada. A exposição do solo leva ao processo de erosão, que permite o carreamento de sedimentos para o leito do ambiente, provocando assoreamento. Ribeirão Taquaruçu, Fazenda Alvorada, município de Junqueirópolis, SP.



**Figura 5.** Riacho com mata ciliar alterada. A parte inferior da imagem mostra um grande banco de areia que é levada para dentro do riacho durante as chuvas, provocando assoreamento. Córrego Quinze de Janeiro, Fazendas Paturí e Queixada, localizadas entre os municípios de Valparaíso e Lavínia, SP.

A presença de vegetação diminui também a quantidade de penetração da luz solar e a ação do vento, minimizando as variações de temperatura e, assim, impedindo a ocorrência de grandes amplitudes em escalas de tempo curtas que, de outro modo, certamente causariam perturbações na biota. (BARRELLA et al., 2003)

O desmatamento é prejudicial não apenas pelo assoreamento provocado pela erosão do solo adjacente. As águas das chuvas também podem remover materiais suspensos, o que afetará a qualidade da água (ODUM, 2010). Como mencionado anteriormente, as primeiras chuvas torrenciais trazem altas cargas de detritos (detritos animais, vegetais ou artificiais), bem como poluentes como inseticidas e fungicidas, dependendo do uso do entorno, alguns dos quais podem causar mortalidade de peixes. Nesse sentido, vale ressaltar o papel da vegetação ripária e dos ecótonos água-ar nos processos de oxirredução e reciclagem de nutrientes. Tais processos são fundamentais para o gerenciamento e recuperação da qualidade ambiental dos rios poluídos. Naturalmente, os ecótonos água-ar recebem uma grande quantidade de matéria orgânica dos sistemas adjacentes. A deposição destes materiais ocorre de forma discreta no espaço e no tempo, produzindo uma alta variabilidade de condições onde ocorrerão os processos de decomposição e reciclagem (BARRELLA et al., 2003).

Em ambientes assoreados o leito do canal é recoberto por sedimento fino, o volume de hábitat e o fluxo de água são reduzidos, a ictiofauna é dominada por espécies acidentais, oportunistas e que consomem detritos orgânicos, acarretando diminuição da biomassa de peixes, perda de espécies sensíveis e, conseqüentemente, maiores chances de homogeneização biótica (CASATTI, 2010; CASATTI et al., 2009; Ferreira, 2010; TERESA e CASATTI, 2012).

## OS IMPACTOS DO DESMATAMENTO SOBRE AS COMUNIDADES AQUÁTICAS

As interações entre os fatores bióticos e abióticos regulam as condições de sobrevivência das populações que compõem a comunidade de um ecossistema. As espécies dependem de outras espécies e do meio para alimentação, abrigo, reprodução, etc. Quando um ou mais dos fatores é modificado, por razões externas ou internas ao sistema, as interações entre as populações que formam a comunidade e aquelas existentes entre a comunidade e o meio físico acabam por serem modificadas também (SCHERER, 2011).

As alterações antrópicas no ambiente aquático resultam, via de regra, em uma queda acentuada da biodiversidade aquática, em função da desestruturação do ambiente físico, químico e alterações na dinâmica e estrutura das comunidades biológicas (CALLISTO et al., 2005). Assim, a avaliação dos efeitos dos impactos antrópicos nas comunidades biológicas e nos ecossistemas tem importância central para a conservação (Teresa e CASATTI, 2012).

O desmatamento da zona ripária é considerado como uma das principais ameaças à conservação das comunidades que ocupam os ambientes aquáticos (BARRELLA et al., 2003; CALLISTO et al., 2005; CORTEZZI et al., 2009; MARTINS et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2011; TERESA e CASATTI, 2012).

Os impactos antrópicos na estrutura dos ecossistemas aquáticos atuam diretamente sobre a integridade biótica de suas comunidades, sendo refletidos em vários aspectos da biologia dos organismos (FERREIRA, 2006). Visto que a integridade biológica (ou biótica) de uma região é definida como “a capacidade de sustentação e manutenção de uma comunidade de organismos de forma balanceada, integrada e adaptada, tendo uma composição de espécies, diversidade e organização comparáveis àquelas dos ambientes naturais de uma região” (ANGERMEIER e KARR, 1994, ANGERMEIER, 1997), espera-se que sua avaliação envolva não só componentes físicos e químicos, mas também os componentes biológicos de um dado ambiente.

Por apresentarem respostas às alterações ambientais, e não apenas na detecção de alterações momentâneas ou pontuais, alguns grupos biológicos têm sido utilizados nos estudos de impactos em ambientes aquáticos, como plâncton, perifiton, macrófitas e, em especial, peixes e insetos (CORTEZZI et al., 2009; MARTINS et al., 2014; NOGUEIRA et al., 2011; SILVA, 2006).

Quase 3% de todas as espécies de insetos possuem uma fase aquática, sendo que, em alguns biótopos, eles podem compreender cerca de 95% da fauna de macroinvertebrados aquáticos (SILVA, 2006). Esses organismos apresentam funções essenciais para os ecossistemas aquáticos participando da ciclagem de nutrientes e do fluxo de energia, constituindo a maior fonte de alimento para outros organismos, como peixes e consistindo em um importante componente da diversidade e integridade de ambientes aquáticos (NOGUEIRA et al., 2011; SILVA, 2006). Adicionalmente, os insetos aquáticos também retornam para o meio terrestre em sua fase adulta, tendo papel essencial na polinização e na sobrevivência de animais terrestres de hábito insetívoro (CASATTI, 2010).

O substrato em sistema de águas correntes difere dependendo da região e é importante para muitos insetos como superfície em que eles habitam e, dependendo de suas características, servindo de abrigo da correnteza e de predadores e também como alimento (substratos orgânicos). Dessa forma, os insetos aquáticos mostram íntima associação com os diferentes tipos de substratos que podem ser encontrados no leito do rio, sendo que, nesse substrato, podem interferir fortemente na sobrevivência e manutenção das comunidades de insetos aquáticos (SILVA, 2006). O assoreamento causado pela retirada da vegetação ciliar causa o soterramento dos substratos utilizados pelos insetos aquáticos, especialmente os fragmentadores e os sedentários, eliminando as espécies sensíveis devido ao empobrecimento do ambiente, que perde muitos tipos de substratos, alimentos e locais de oviposição, empobrecendo a comunidade de insetos que vive nesse ambiente (MARTINS et al., 2014). Trabalhos recentes indicam alterações na composição de espécies da comunidade de insetos em ambientes onde a cobertura vegetal foi drasticamente modificada (CORTEZZI et al., 2009; SILVA, 2006; NOGUEIRA et al., 2011).

Das espécies de peixes ocorrentes no Brasil, a maioria ocorre predominantemente em ambientes de menor porte, os riachos, que apresentam íntima relação com florestas ripárias (CASATTI, 2010). Os peixes de riachos atuam como reguladores das populações de insetos aquáticos e algas, participam do processamento da matéria orgânica e também servem de alimento para peixes maiores, parte importante da alimentação humana (CASATTI, 2010).

São muitas as relações existentes entre os sistemas terrestres e aquáticos. Do ponto de vista da biologia dos peixes, a mata ciliar possui as seguintes funções ecológicas: 1) proteção estrutural dos habitats; 2) regulação do fluxo e vazão de água; 3) abrigo e sombra; 4) manutenção da qualidade da água; 5) filtragem de substâncias que chegam ao rio; 6) fornecimento de matéria orgânica e substrato de fixação de algas e perifíton (BARRELLA et al., 2001, CASATTI, 2010, PUSEY e ARTHINGTON, 2003). Com a retirada da mata ciliar ocorre um declínio na riqueza de espécies de peixes do ambiente alterado. Esse declínio ocorre porque a retirada da mata ciliar, além de levar ao assoreamento dos rios, diminui o número de micro-habitats e aumenta a insolação sobre os corpos d'água, elevando a temperatura da água e prejudicando espécies sensíveis a variações de temperatura (SABINO, 1996; CASATTI, 2010, PUSEY e ARTHINGTON, 2003). Além disso, muitos peixes utilizam itens alimentares alóctones (provenientes

da mata), como folhas, frutos e artrópodes terrestres na sua alimentação (SABINO e CASTRO, 1990; CASATTI, 2010, PUSEY e ARTHINGTON, 2003). Na região do Alto Paraná, a alta taxa de desmatamento está prejudicando as comunidades de peixes dos rios localizados em áreas com altas densidades humanas. Ribeiro e Petrere, já em 1990 registraram o alto declínio da piracanjuba (*Brycon* sp.) na bacia do Alto rio Paraná. Por serem espécies herbívoras, que vivem de frutos da mata ciliar, foram praticamente extintas nos rios da região, como consequência da poluição, do desmatamento e da diminuição da disponibilidade de alimentos (RIBEIRO e PETRERE, 1990).

A perda de micro-habitats provocada pelo assoreamento dos ambientes aquáticos afeta diretamente as espécies bentônicas, que não encontram mais as condições adequadas de alimentação e reprodução, contribuindo, assim, para o declínio da biodiversidade do sistema (BARRELLA et al., 2001, CASATTI, 2010). Além disso, o assoreamento é o fator que mais afeta a comunidade de peixes de água doce através de uma série de mecanismos fisiológicos, como estresse por obstrução branquial, asfixia de ovos e larvas e mudanças comportamentais de forrageamento (RABENI e SMALE, 1995), provocando, portanto, a extinção das espécies mais sensíveis às alterações.

A simplificação de habitats ocasionada pelo assoreamento leva também à dominância de poucas espécies que se adaptam bem às novas condições. Estas espécies dominantes são favorecidas por microhabitats relacionados ao assoreamento e à remoção da vegetação marginal, capazes de ocupar diferentes biótopos (CASATTI, 2005).

Nos ambientes de cabeceiras, a maior parte das espécies de peixes alimenta-se de material importado diretamente do meio terrestre, como insetos que caem acidentalmente na água, ou indiretamente, capturando e ingerindo larvas aquáticas de insetos. A preservação de ambientes aquáticos desse tipo, portanto, é estritamente dependente da manutenção da integridade dos ambientes terrestres adjacentes, em especial da vegetação ripária (FERREIRA e CASTRO, 2006).

Os impactos da retirada da vegetação ciliar sobre as comunidades de peixes têm sido examinados predominantemente em uma perspectiva taxonômica, considerando as modificações na composição das comunidades, bem como nos indicadores de diversidade de espécie, como riqueza, diversidade e dominância (TERESA e CASATTI, 2012). Essas informações são indiscutivelmente importantes e mostram um dos papéis que as alterações antrópicas desempenham sobre a comunidade de peixes. Trabalhos recentes, entretanto, apontam que essa é uma abordagem limitada das comunidades biológicas, pois deixa de considerar os aspectos da diversidade funcional das comunidades (RABENI e SMALE, 1995; TERESA e CASATTI, 2012), que também são altamente impactados pelas ações antrópicas, em especial pelo desmatamento.

Rios, riachos e a paisagem adjacente compreendem sistemas extremamente diversos, dos quais ainda precisamos conhecer muito sobre padrões e processos ecológicos. Por outro lado, o que já conhecemos a respeito desses ecossistemas indica que qualquer alteração que se traduza em diminuição da vegetação nativa atual, pode gerar perda de espécies, homogeneização faunística e diminuição de biomassa íctica, com prejuízos não só à biota aquática, mas também às populações humanas que dependem destes recursos (CASATTI, 2010).

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existe uma íntima associação entre os ambientes terrestres e aquáticos, que apresentam relações das mais diferentes naturezas, sendo que o ambiente terrestre fornece ao meio aquático controle de luminosidade e temperatura (através de sombreamento), controle e filtragem dos produtos e sedimentos que entram no rio, controle da água que escorre superficialmente regulando assim a vazão dos rios e riachos, estruturação para o solo evitando a erosão e alimento para a biota aquática. Essa íntima associação faz com que a qualidade dos ambientes aquáticos e de sua biota esteja também intimamente relacionada com a saúde do ambiente terrestre.

O desmatamento da mata ciliar é considerado como o principal fator de impacto sobre os ambientes aquáticos, pois a retirada dessa vegetação tem potencial para afetar todas as funções que o ambiente terrestre exerce sobre o aquático, desde as características físicas do ambiente, passando pela qualidade da água e chegando à manutenção e sobrevivência das comunidades aquáticas. Dessa forma, a conservação das matas ciliares é determinante para o equilíbrio ambiental bem como para a manutenção dos ambientes aquáticos e da qualidade da água que é também importante para a saúde e sobrevivência das populações humanas.

## REFERÊNCIAS

- ANGERMEIER, P.L. Conceptual Roles of Biological Integrity and Diversity. In: WILLIAMS, Jack E.; WOOD, Christopher A.; DOMBECK, Michael P. (Org.). *Watershed restoration: principles and practices*. **American Fisheries Society**, Bethesda, Maryland, 1997, p.49-65.
- ANGERMEIER, P.L.; KARR, J.R. Biological Integrity Versus Biological Diversity as Policy Directives. **BioScience**, v.44, n.10, p:690-697, 1994.
- BARRELLA, W.; PETRERE-JR, M. Fish Community Alterations due to Pollution and Damming in Tiete and Paranapanema Rivers (Brazil). **River Research and Applications**, v.19, 59-76, 2003.
- BARRELLA, Walter; PETRERE-JR, Miguel; SMITH, Welber S. & MONTAG, Luciano F.A. As Relações entre as Matas Ciliares, os Rios e os Peixes. In: Rodrigues, Ricardo R. & Leitão-Filho, Hermógenes F. (eds). **Matas Ciliares: Conservação e Recuperação**, 2ª ed., São Paulo, SP, EDUSP, 2001, p.187-207.
- BRANCO, Samuel M.; ROCHA, Aristides A. **Poluição, Proteção e Usos Múltiplos das Represas**. São Paulo, CETESB/Edgard Blucher, 1977. 185p.
- CALLISTO, Marcos; GONÇALVES, José F.; MORENO, Pablo. Invertebrados Aquáticos como Bioindicadores. In: GOULART, Eugênio M.A. (Org.). **Navegando o Rio das Velhas das Minas aos Gerais**. Belo Horizonte, UFMG, 2005, p.1-12.
- CASATTI, L. Fish Assemblage Structure in a First Order Stream, Southeastern Brazil: Longitudinal Distribution, Seasonality, and Microhabitat Diversity. **Biota Neotropica**, v. 5, n.1, p.1-9. 2005.
- CASATTI, L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a Ictiofauna. **Biota Neotropica**, v.10, n.4, p. 31-34, 2010.
- CASATTI, L., FERREIRA, C.P. & CARVALHO, F.R. Grass-dominated stream sites exhibit low fish species diversity and dominance by guppies: an assessment of two tropical pasture river basins. **Hydrobiologia**, v.632, p.273-283, 2009.
- CORTEZZI, S.S.; BISPO, P.C.; PACIENCIA, G.; LEITE, R. Influência da ação antrópica sobre a fauna de macroinvertebrados aquáticos em riachos de uma região de cerrado do sudoeste do Estado de São Paulo. **Iheringia, Série Zoologia**, v.99, n.1, p.36-43, 2009.
- FERRAZ, D.K. O Papel da Vegetação na Margem de Ecossistemas Aquáticos. In: PRIMACK, Richard B. & RODRIGUES, Efraim. **Biologia da Conservação**. Londrina, PR., 2002, p.108-109.
- FERREIRA, Cristiane P. **Estrutura da ictiofauna e integridade biótica de riachos em fragmentos florestais remanescentes no noroeste paulista**. Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, São José do Rio Preto, 2010.
- FERREIRA, Katiane M. & CASTRO, Ricardo M.C. História Natural dos Peixes do Córrego Paulicéia. In: PIVELLO, Vânia R.; VARANDA, Elenice M. (orgs). **O Cerrado Pé-de-Gigante: Ecologia E Conservação – Parque Estadual de Vassununga**. 1ª Ed. São Paulo, 2006, p. 149-162.
- GOULART, M.D.; CALLISTO, M. Bioindicadores de Qualidade de Água como Ferramenta em Estudos de Impacto Ambiental. **Revista da FAPAM**, v.2, n.1, p. 153-164, 2003.

- HEMOND, Harold F.; FECHENER-LEVY, Elizabeth J. **Chemical fate and transition in the environment**. London: Academic Press, 1999. 433p.
- MARTINS, Renato T.; OLIVEIRA, Vivian C.; SALCEDO, Ana K.M. Uso de Insetos Aquáticos na Avaliação de Impactos Antrópicos em Ecossistemas Aquáticos. In: HAMANA, Neusa.; NESSIMIAN, Jorge; QUERINO, Ranyse B. (Org). **Insetos Aquáticos na Amazônia Brasileira: taxonomia, biologia e ecologia**. Manaus, Editora INPA, 2014. p. 117-129.
- NOGUEIRA, D.S.; CABETTE, H.S.; JUEN, L. Estrutura e Composição da Comunidade de Trichoptera (Insecta) de Rios e Áreas Alagadas da Bacia do Rio Suiá-Miçú, Mato Grosso, Brasil. *Iheringia, Série Zoologia*, v.101, n.3, p.173-180, 2011.
- ODUM, Eugene P. **Ecologia**. Rio de Janeiro: Guanabara Koogan, 2010. 434 p.
- PINTO, L.V.A.; ROMA, T.N; BALIEIRO, K.R.C. Avaliação Qualitativa da Água de Nascentes com Diferentes Usos do Solo em seu Entorno. **Cerne**, v.18, n.3, p. 495-505, 2012.
- PUSEY, B.J.; ARTHINGTON, A.H. Importance of the Riparian Zone to the Conservation and Management of Freshwater Fish: a review. **Marine and Freshwater Research**, v. 54, 1-6, 2003.
- RABENI, C.F. & SMALE, M.A. Effects on Siltation on Stream Fishes and the Potential Mitigating Role of The Buffering Riparian Zone. **Hydrobiology**, n. 303, p. 211-219, 1995.
- RIBEIRO, M.C.L.B.; PETRERE, M. Jr. fisheries ecology and management of the jaraqui (*Semaprochilodus taeniurus*, s. insignis) in central amazonia. **Regulated Rivers: Research and Management**, v.5, p:195-215. 1990.
- SABINO, J.; CASTRO, R.M.C. Alimentação, Período de Atividade e Distribuição Espacial dos Peixes de um Riacho da Floresta Atlântica (Sudeste do Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v.50, n.1, p:23-36, 1990.
- SCHERER, M. Análise da qualidade técnica de estudos de impacto ambiental em ambientes de Mata Atlântica de Santa Catarina: abordagem faunística. **Biotemas**, v. 24, n. 4, 171-181, 2011.
- SILVA, Luana F. **Estrutura da Comunidade de Insetos Aquáticos em Igarapés na Amazônia Central, com Diferentes Graus de Preservação da Cobertura Vegetal e Apresentação de Chave de Identificação para Gêneros de Larvas da Ordem Odonata**. Dissertação de Mestrado, Manaus, INPA/UFAM, 2006, 98p.
- SILVA, A.M.S.; CASATTI, L.; ALVARES, C.A.; LEITE, A.M.; MARTINELLI, L.A.; DURRANT, S.F. Soil Loss Risk and Habitat Quality in Streams of a Meso-Scale River Basin. **Scientia Agricola**, v.64, n.4, p.336-343, 2007.
- TERESA, F.B.; CASATTI, L. Influence of Forest Cover and Mesohabitat Types on Functional and Taxonomic Diversity of Fish Communities in Neotropical Lowland Streams. **Ecology of Freshwater Fish**, p. 1-10, 2012.
- TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T. Impacto das Mudanças da Cobertura Vegetal no Escoamento: Revisão. RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v.2, n.1, 135-152, 1997.

---

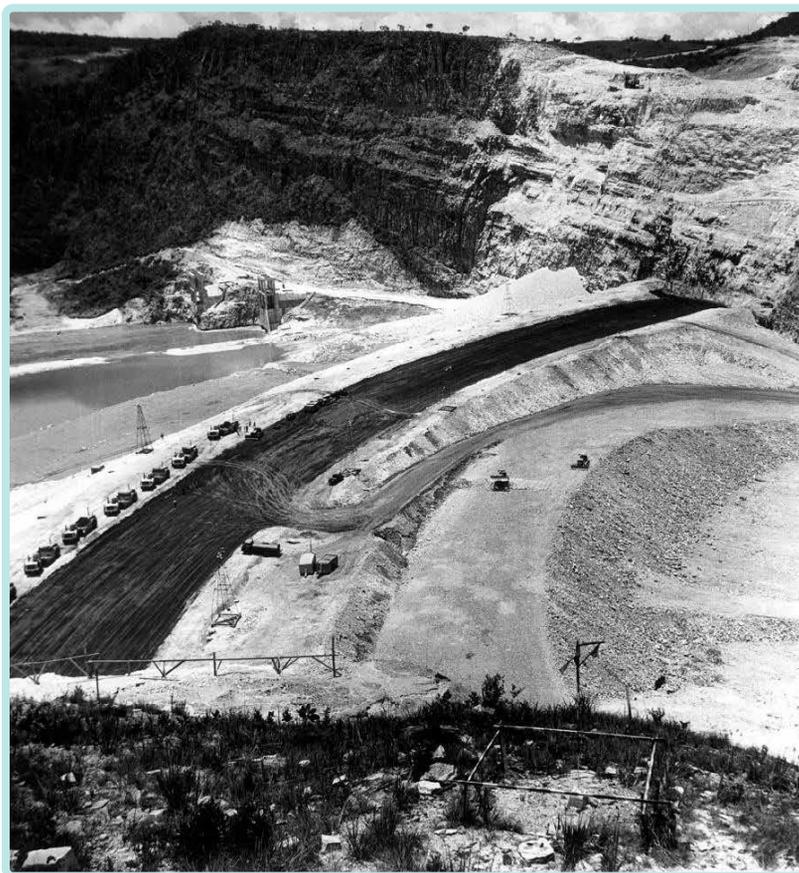
# IMPACTO DE PEQUENAS CENTRAIS HIDROELÉTRICAS SOBRE A COMUNIDADE DE PEIXES: MEDIDAS DE MANEJO E MITIGAÇÃO DOS IMPACTOS

Hugmar Pains da Silva; Izaías Médice Fernandes;  
Paulo Cesar Vênere & Rianne Caroline de Oliveira

## HIDRELÉTRICAS: UM BREVE HISTÓRICO

A expansão hidrelétrica iniciou-se em meados de 1950 no Brasil. Devido à industrialização e ao crescimento populacional, a demanda de energia tornava-se cada vez maior e a necessidade de uma nova forma de obtenção da mesma crescia proporcionalmente, sobretudo, pós regime militar (OLIVEIRA, 2018). Além disso, havia um ideal de crescimento econômico promovido pelo Estado e por influência do exterior, esta última, principalmente, decorrente da disputa de poder entre Estados Unidos da América (EUA) e a antiga União Soviética (URSS), que utilizavam as usinas hidrelétricas e demais grandes empreendimentos como símbolo de poder para defenderem suas ideologias (JOSEPHSON, 2002). Nesse meio, um país com uma ampla rede hidrográfica como a encontrada no Brasil, possuía uma fonte extensa e de produção “limpa” a ser explorada, como potencial energético.

Os primeiros barramentos entraram em operação já no século XIX. O financiamento que deu início ao setor hidrelétrico brasileiro era proveniente de empresas privadas, já que as estatais iniciaram seus trabalhos somente mais tarde. Inicialmente, a finalidade era a produção de energia para o abastecimento de indústrias e mineradoras no entorno da usina. A primeira barragem em território brasileiro, Ribeirão do Inferno, foi construída em 1883 no rio que leva o mesmo nome, situado na bacia do rio Jequitinhonha em Minas Gerais. Seis anos depois, Marmelos (Juiz de Fora – MG) entrou em operação e foi reconhecida como a primeira usina sul-americana de grande porte. Em pouco tempo outras hidrelétricas foram instaladas no Estado de Minas Gerais. Duas grandes estatais, Companhia Federal Furnas e a Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig), foram responsáveis pela construção das hidrelétricas de Furnas (Figura 1) e Três Marias, respectivamente (OLIVEIRA, 2018).



**Figura 1.** Hidrelétrica Furnas em construção. Foto: Memorial da Democracia <<http://memorialdademocracia.com.br/card/juscelino-inicia-construcao-de-furnas>>.

Em 1961, a Eletrobrás – Centrais Elétricas Brasileiras-SA foi constituída pela União como a empresa responsável pelos estudos, projetos e operações pertinentes à construção de usinas produtoras de energia elétrica, assim como pela transmissão da energia produzida. Durante a ditadura militar, foram construídas 61 barragens de grande porte, com aumento da produção de 4.894 MW para 37.437 MW (OLIVEIRA, 2018). De acordo com esse mesmo autor, dois principais agentes foram importantes para esta expansão: o Departamento Nacional de Água e Energia Elétrica (DNAEE) e Eletrobrás, ambos sob responsabilidade do Ministério de Minas e Energia (MME) e, como decorrência disso, o Brasil se encontra hoje na segunda posição em âmbito mundial na geração de energia elétrica proveniente de hidrelétricas, perdendo apenas para a China.

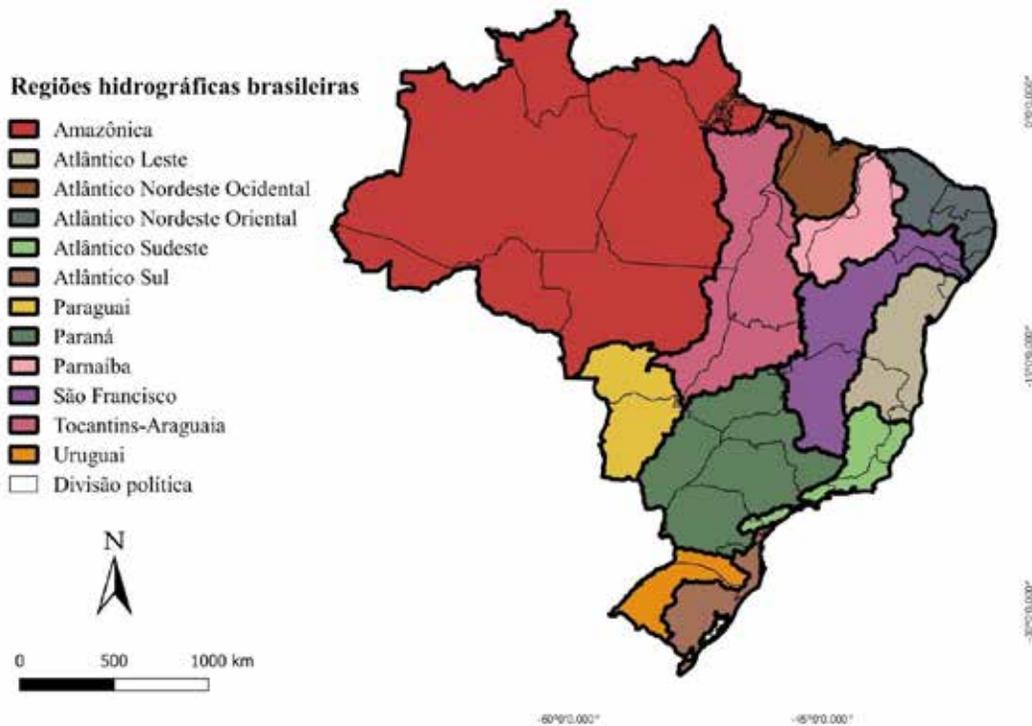
Aparentemente, o progresso hidrelétrico promove o crescimento da economia em virtude da geração de novos empregos e do aumento na produção energética. Com isso, as Pequenas Centrais Hidrelétricas (PCHs) se enquadram no atual desenvolvimento econômico, por apresentarem menor tamanho, e menores custos e tempo para sua implantação. Entretanto, a visão de retorno monetário imediatista e pretensiosa leva a práticas insustentáveis, gerando impactos

tanto ambientais quanto socioeconômicos em detrimento da conservação e planejamento em longo prazo. Diante disso, este capítulo almeja relatar algumas características da hidrografia brasileira, que leva a uma riqueza de espécies de peixes para cada bacia, discutindo aspectos relativos à sua importância comercial, ambiental e principais impactos a que estão sujeitas. Busca-se também promover uma discussão sobre os impactos gerados por PCHs na ictiofauna e, com base em um estudo de caso, apontar possíveis formas de manejo e mitigação desses impactos.

## REGIÕES HIDROGRÁFICAS BRASILEIRAS: CARACTERIZAÇÃO, ICTIOFAUNA E PRINCIPAIS AMEAÇAS

O território brasileiro possui uma rede hidrográfica complexa, com uma alta densidade de grandes rios, sendo que muitos deles têm suas nascentes fora do território nacional. Existem rios situados na costa leste, os quais apresentam menor extensão e logo deságuam no oceano Atlântico; rios que nascem no escudo central brasileiro e percorrem longos caminhos rumo ao norte ou ao sul do país; rios que nascem nos países andinos, mas também percorrem grande parte em território nacional; e rios que fazem fronteiras com outros países como os que fazem parte da bacia do rio da Prata. Essencialmente, são consideradas 12 principais regiões hidrográficas para o Brasil: bacia Amazônica, Tocantins-Araguaia, Parnaíba, São Francisco, Paraguai, Paraná, Uruguai, Atlântico Nordeste Ocidental, Atlântico Nordeste Oriental, Atlântico Sul, Atlântico Sudeste e Atlântico Leste (ANA, 2019).

A bacia Amazônica, a maior bacia de drenagem brasileira e do mundo, abrange os estados do Mato Grosso, Rondônia, Acre, Amazonas, Roraima, Amapá e Pará (Figura 2). Situada em uma das regiões com maior biodiversidade do planeta, a qual só não é considerada um *hotspot* devido à grande área florestal remanescente, a bacia Amazônica apresenta inúmeros corpos d'água permanentes e sazonais. Apresenta 2716 espécies de peixes, sendo 1696 endêmicas (DAGOSTA e PINNA, 2019). Somente para o rio Madeira, seu afluente mais extenso, já foram registradas 820 espécies de peixes (QUEIROZ et al., 2013). Estudos recentes revelaram que ainda existem espécies diferentes sendo registradas em demais tributários (OLIVEIRA et al., 2019), e dentre elas, uma considerável quantidade de supostas espécies novas (OLIVEIRA et al., 2019; CASATTI et al., 2020).



**Figura 2.** Bacias hidrográficas brasileiras. Mapa produzidos a partir de dados disponibilizados pelo Sistema de Informações Geográficas do setor Elétrico (SIGEL) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

Apesar da alta diversidade, essa bacia enfrenta inúmeras ameaças, o que prejudica a manutenção dos rios amazônicos. Além do crescente desmatamento, vários outros empreendimentos têm provocado impactos à flora e fauna amazônicas, sobretudo à ictiofauna. Dentre eles, podemos destacar a construção de rodovias, a extração mineral, muitas vezes de forma clandestina com uso do mercúrio para extração do ouro, o uso de agrotóxicos em grandes áreas de plantações e a construção de grandes e pequenas hidrelétricas (FEARNSIDE, 2014; PELICICE et al., 2017). Em termos hidrelétricos, a bacia Amazônica é pouco impactada em relação às situadas no Sul e Sudeste do Brasil, entretanto, a projeção de construção de barragens, principalmente para a geração de energia por meio de PCHs é preocupante, podendo atingir a quantidade de 397 empreendimentos (LEES et al., 2016). Assim, existe a necessidade de ampliar o conhecimento ictiofaunístico local, a fim de entender a distribuição das espécies de peixes e minimizar os impactos causados pelas PCHs (OLIVEIRA et al., 2019).

A bacia Tocantins-Araguaia, apesar de fazer parte da bacia Amazônica, apresenta aproximadamente 2.450 km de extensão e deságua no Amazonas, nas proximidades da ilha de Marajó, no Estado do Pará. Essa bacia abrange os estados de Goiás, Mato Grosso, Tocantins, Maranhão, Pará e Distrito Federal, drenando uma área de 767.000 km<sup>2</sup>, em áreas do bioma Cerrado e Amazônia (MÉRONA et al., 2010). Nesta bacia estão localizadas unidades importantes de con-

servação (TEJERINA et al., 2002), fundamentais para a manutenção da biodiversidade local. O rio Araguaia é dividido nos trechos alto (cabeceira até a Serra dos Caiapós), médio (até o final da área de conservação da Ilha do Bananal) e baixo (até a confluência com o rio Tocantins) (AQUINO et al. 2005). O trecho médio apresenta a planície de inundação onde está inserida a Ilha do Bananal, local de alta produtividade e apreciado por pescadores amadores na época de estiagem (BRAUDES et al., 2016). A bacia, como um todo, também recebe impactos antrópicos de cunho hidrelétrico, ameaçando peixes migradores. A informação sobre a ictiofauna do Tocantins-Araguaia é incipiente, principalmente em trechos de cabeceira, e ainda existem muitas espécies de pequeno porte possivelmente endêmicas a serem descritas (JARDULI et al., 2014).

A bacia do Parnaíba está localizada nos estados do Piauí, Maranhão e Ceará. O rio Parnaíba é um dos grandes rios perenes da Caatinga. Conforme Ramos et al. (2014), foram registradas 146 espécies de peixes para a bacia, sendo 56 endêmicas. Devido ao baixo potencial energético do semiárido brasileiro, apenas a hidrelétrica Boa Esperança (antiga Castelo Branco) está em operação no rio Parnaíba (ANEEL, 2019), assim, os impactos gerados pelo setor elétrico sobre a ictiofauna desta região são menores.

A bacia do São Francisco está localizada nos estados de Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Alagoas e Sergipe. O rio São Francisco é o quarto maior rio brasileiro (ALVES et al., 2007) com condição perene no bioma da Caatinga. Sua ictiofauna é representada por 304 espécies, das quais 241 são nativas, 35 invasoras e 28 são introduzidas na bacia, sendo que essas últimas, em sua maioria, geram impacto às espécies nativas (BARBOSA et al., 2017). Somente no rio das Velhas, ocorrem cerca de 115 espécies (ALVES e POMPEU, 2005). O fato de situar-se na região semiárida brasileira, faz com que o rio São Francisco e seus tributários sejam alvos de constantes conflitos gerados pelas barragens nele instaladas e pelas obras de transposição do rio que, atualmente, estão com 97% de seu eixo norte e 97,6% de seu eixo leste concluídas (Senado Federal, 2019; Congresso Nacional, 2019).

Dentro do Brasil, a bacia do rio Paraguai está presente somente nos estados do Mato Grosso e Mato Grosso do Sul. Nela se encontra o Pantanal, um bioma com uma das maiores riquezas faunísticas da região Neotropical, situado em uma área de planície úmida drenada pelo rio Paraguai. Em 1981 foi criado o Parque Nacional do Pantanal Mato-grossense, indispensável para conservação de espécies em território nacional (POLAZ et. al., 2014). Somente no Pantanal, já foram registradas 269 espécies de peixes (BRITSKI et al., 2007). Esta bacia é impactada principalmente pela pecuária, usinas a fio d'água e implantação de diversas PCHs na região do Alto Paraguai (WCD, 2000; GIRARD, 2019).

A bacia do Paraná está localizada nos estados de Goiás, Minas Gerais, São Paulo, Mato Grosso do Sul, Paraná e Santa Catarina. A heterogeneidade de habitats encontrada nesta bacia proporciona as condições necessárias para a manutenção de uma alta diversidade de espécies (THOMAZ et al. 2007). Seus vários subsistemas abrigam espécies de peixes nativas, das quais, várias de interesse comercial, além de algumas espécies endêmicas. Em um trecho livre de hidrelétricas entre Porto Primavera e a barragem de Itaipu, o rio Paraná é o centro de estudo de muitos

pesquisadores vinculados ao Núcleo de Pesquisa em Limnologia, Ictiologia e Aquicultura (NU-PELIA) da Universidade Estadual de Maringá. Dentre os inúmeros trabalhos elaborados pelos pesquisadores que atuam nesse grupo, uma das produções que merece destaque é o livro “Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes” de autoria de Graça e Pavanelli (2007) que, em sua edição revisada (OTA et al., 2018), levantou 211 espécies de peixes para essa região. A bacia do rio Paraná apresenta alto potencial hidrelétrico e é amplamente impactada por barramentos, muitos dos quais são construídos em cascata, o que ocasiona uma drástica diminuição de nutrientes a jusante. Tributários não barrados, como o rio Ivaí, são importantes para a sobrevivência e manutenção da biodiversidade aquática, por possuírem espécies endêmicas e ameaçadas de extinção (FROTA et al., 2016). Entretanto, existem projetos para construção de barragens em seus cursos, o que poderá também afetar a ictiofauna e a comunidade local pelas alterações que tais empreendimentos, inevitavelmente, causam nos ambientes lóticos.

A bacia do rio Uruguai drena áreas dos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul, em território brasileiro. Os principais impactos no alto rio Uruguai estão relacionados a degradação das florestas ripárias, o que facilita o assoreamento e a entrada de poluentes como da rede de esgotos e efluentes industriais (TERNUS et al., 2011). Além disso, a existência de três reservatórios ao longo desse rio contribui ainda mais para as alterações na composição da ictiofauna. Mesmo que existam trechos lóticos entre reservatórios em cascata, os quais são importantes para a reprodução e recrutamento de ovos e larvas de peixes, estudos conduzidos na região mostraram que a abundância de ovos de peixes migradores foi esporádica, além de ter uma variação ampla entre os anos, o que não garante o sucesso reprodutivo das espécies migradoras (REYNALTE et al., 2012).

A bacia do Atlântico Nordeste Ocidental está localizada nos estados do Maranhão e cerca de 10% no Pará e, com cobertura vegetal remanescente da Amazônia, Cerrado e Caatinga. Os principais rios desta bacia são os rios Gurupi, Mearim, Itapecuru e Munim. Em coletas realizadas no rio Itapecuru, foram registradas 69 espécies de peixes. Destas, aproximadamente 30% são endêmicas da região Nordeste (BARROS et al., 2011). Nas porções costeiras, o solo é usado de forma inadequada, pelo setor agrícola, o que gera impactos advindos de erosão, salinização e desertificação de algumas áreas (ANA, 2015).

A bacia do Atlântico Nordeste Oriental abrange seis estados brasileiros: Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco e Alagoas, incluindo também porções da região semi-árida do nordeste brasileiro, com baixo índice pluviométrico, altas temperaturas o ano todo e condições extremas nos longos períodos de seca (ANA, 2015). O rio Jaguaribe é um dos seus principais formadores, e sua bacia foi bastante modificada pelas ações antrópicas, com a construção de barragens e açudes para armazenamento de água e fornecimento de alimento proveniente dos ecossistemas aquáticos (LACERDA et al., 2014).

A bacia do Atlântico Sul compreende o extremo leste do Paraná, Santa Catarina e Rio Grande do Sul. Laguna dos Patos é uma sub-bacia importante do Atlântico Sul, ocupando quase metade do estado do rio Grande do Sul, com 80 espécies de peixes relatadas (MALABARBA et

al., 2009). Na sub-bacia do rio Taquari-Antas, que também faz parte do complexo da Laguna dos Patos, existe o registro de 119 espécies, das quais 3 são peixes nativos com comportamento reprodutivo migrador de longa distância (*Megaleporinus obtusidens*, *Prochilodus lineatus* e *Salminus brasiliensis*) (BECKER et al., 2013). Assim como outros ambientes aquáticos ao longo do país, a bacia do Atlântico Sul também conta com alterações ecossistêmicas pela implantação de hidrelétricas. Somente na sub-bacia do rio Taquari-Antas, encontram-se instaladas pelo menos 26 hidrelétricas, muitas também em sistema de cascata (BECKER et al., 2013).

A bacia do Atlântico Sudeste compreende os estados de Minas Gerais, Espírito Santo, Rio de Janeiro, São Paulo e Paraná. Segundo a Agência Nacional de Águas (2014), a bacia é primordialmente dividida em cinco sub-bacias: Doce, Litorânea/RJ-ES, Litorânea/SP-RJ, Paraíba do Sul e Ribeira de Iguape. O rio Doce presenciou um impacto histórico com o rompimento da barragem de rejeitos de minério localizada em Mariana no ano de 2015. Após este episódio, a lama ocasionou desastres ambientais de grandes proporções. Em 2018, cerca de 25 universidades formaram a “Rede Rio Doce Mar” e foram ao local para iniciar os estudos das consequências do desastre (RRDM, 2018). No dia 25 de janeiro de 2019, outro desastre, agora de Brumadinho, com o rompimento da Barragem no Córrego do Feijão, afetou principalmente o rio Paraopeba e causou a perda de aproximadamente 300 mortes. A lama trouxe uma série de problemas ambientais ainda com proporções desconhecidas (FREITAS et al., 2019). Ademais, os rios da bacia do Atlântico Sudeste também sofrem impactos com a implantação de hidrelétricas e com a urbanização.

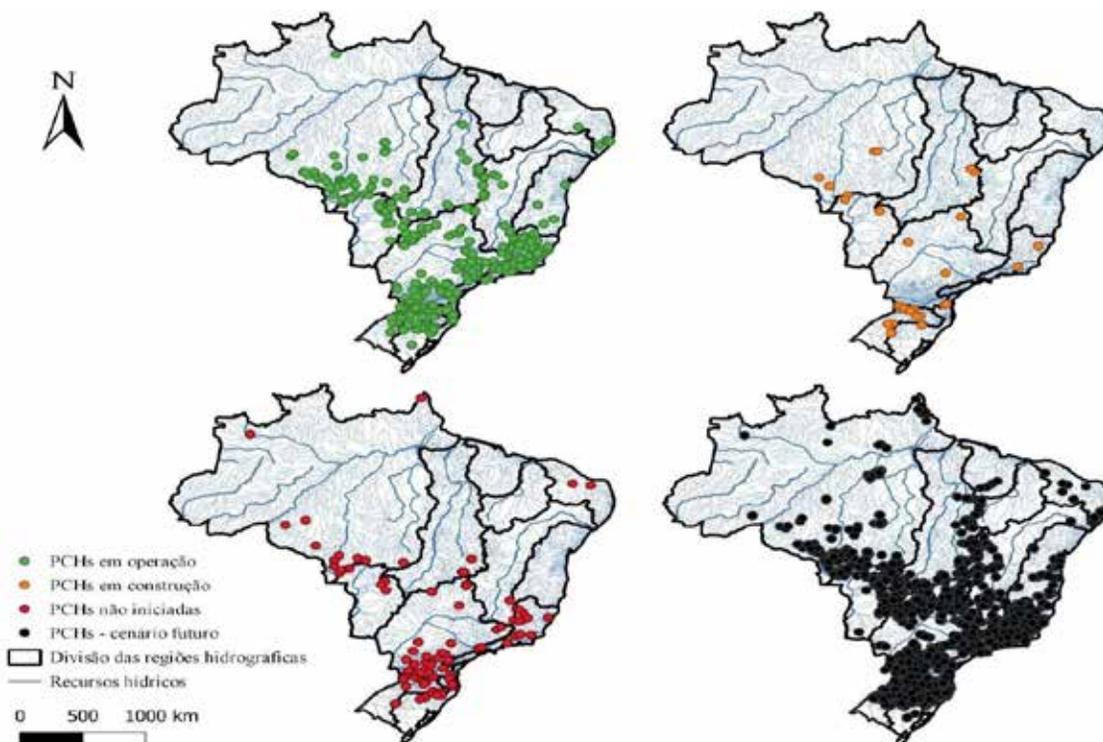
A bacia do Atlântico Leste compreende os estados de Sergipe, Bahia, Minas Gerais e o extremo norte do Espírito Santo. Trata-se de uma bacia composta tanto por rios permanentes quanto inúmeros rios sazonais, visto que grande parte da bacia se encontra no semiárido brasileiro (ANA, 2015). Dentre as doze regiões hidrográficas, esta é a segunda menor em termos de vazão (1.484 m<sup>3</sup>/s de vazão média), perdendo apenas para os rios do Atlântico Nordeste Oriental (ANA, 2015). Em relação às demais bacias (exceto as bacias do Parnaíba e Atlântico Nordeste Oriental), o número de espécies de peixes é baixo, variando entre 102 a 151, mas com alta endemividade, alcançando entre 51 e 71% das espécies registradas (ABELL et al., 2008).

## PEQUENAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS E OS PRINCIPAIS IMPACTOS SOBRE A ICTIOFAUNA

O território brasileiro, como visto anteriormente, possui uma rede hidrográfica complexa, com algumas de suas bacias sobre exploradas pela implantação de empreendimentos para produção de energia hidrelétrica (ANA 2019). Já foram construídas cerca de 696 centrais geradoras hidrelétricas (CGH, <1 MW), 426 pequenas centrais hidrelétricas (PCH, <30 MW) e 217 usinas hidrelétricas (UHE, >30 MW) (ANEEL 2019). Ainda estão em construção 176 empreendimentos, e previstos 364 para todo o Brasil (ANEEL 2019). Somente sobre as PCHs, em 2014, 29

estavam em construção e 105 ainda não haviam sido iniciadas. Além destas, outras 930 já estavam com projetos previstos, mas que ainda não haviam sido autorizados, totalizando 1490 PCHs implantadas em algum momento futuro (Figura 3). Este cenário reflete o crescimento populacional em regiões antes com a matriz energética pouco explorada, como a Amazônia (TUNDISI et al., 2014). Considerando que esse quadro se modificou nos últimos anos, trabalhos específicos podem contribuir para o entendimento da atual situação em que o país se encontra.

As bacias do rio Paraná, do Atlântico Sudeste e Amazônica, lideram o ranking de PCHs em operação, com 103, 76 e 55 PCHs, respectivamente. Por último, encontram-se as bacias do rio São Francisco com 21 PCHs, Atlântico Nordeste Oriental e Atlântico Leste com 6 PCHs cada, com várias delas construídas na região semiárida brasileira, cujos corpos hídricos são, em sua maioria, sazonais com baixo potencial hidrelétrico (ANA, 2015). Existe ainda a possibilidade de implantação de alguns barramentos no rio das Balsas (afluente do Parnaíba), assim como no rio Mearim (bacia do Atlântico Nordeste Oriental) (Figura 3). A bacia do rio Uruguai conta com o maior número de PCHs em construção, 11 no total, além de ainda 21 não iniciadas na região (Figura 3). É válido destacar que apesar de saturada, a bacia hidrográfica do rio Paraná também ocupa a primeira posição em PCHs não iniciadas devido ao alto potencial hidrelétrico e a alta demanda energética na região.



**Figura 3.** Distribuição das PCHs ao longo das bacias hidrográficas brasileiras. Mapas produzidos a partir de dados disponibilizados pelo Sistema de Informações Geográficas do setor Elétrico (SIGEL) da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL).

Os padrões de distribuição, abundância e diversidade das comunidades aquáticas estão diretamente relacionados aos fatores físico-químicos, e determinados pelo regime hidrológico (TOWNSEND e HILDREW, 1994; AGOSTINHO et al., 2008). Assim, a construção de barragens altera a dinâmica hídrica e, conseqüentemente, interfere no ciclo de vida de organismos associados aos ambientes aquáticos (BAXTER, 1977; AGOSTINHO et al., 2016; PELICICE et al., 2017).

Muitos estudos relatam modificações na estrutura da ictiofauna causadas pelos impactos dos barramentos (ARAÚJO et al., 2009; JUNIOR et al., 2009; CASTELLO et al., 2013, FEARNSIDE, 2014). Dentre os efeitos negativos que os barramentos podem apresentar estão a formação de extensos reservatórios que inundam florestas adjacentes, produzindo gases a partir da decomposição da matéria orgânica submersa (PUEYO e FEARNSIDE, 2011; FEARNSIDE, 2014). Verifica-se a depleção de oxigênio nas regiões mais profundas, assim como a estratificação térmica da coluna de água (AGOSTINHO et al., 1992), o que reestrutura a assembleia de peixes e interfere na dispersão e sobrevivência de ovos e larvas (AGOSTINHO et al., 1992, PELICICE et al., 2017). Os reservatórios também eliminam barreiras geográficas naturais, transformando um ambiente antes lótico em lântico, o que favorece a dispersão das espécies lacustres em detrimento das demais (AGOSTINHO et al., 2007; JÚNIOR et al., 2009).

As barragens, muitas vezes, funcionam como barreiras e impedem a passagem de peixes migradores, muitos com alto valor comercial, além de alterar o regime hidrológico que retarda sua desova e resulta no decréscimo de suas populações (AGOSTINHO et al., 1992; PELICICE e AGOSTINHO 2008; AGOSTINHO et al., 2012). A jusante, é possível observar, principalmente, mudanças físico-químicas que alteram direta ou indiretamente a composição da comunidade aquática e seus aspectos funcionais (AGOSTINHO et al., 2004). A transparência da água também aumenta, favorecendo peixes predadores (AGOSTINHO et al., 1992). Dessa forma, documentar a ictiofauna presente nessas regiões contribuiu e continua contribuindo para o acúmulo de informações essenciais que auxiliam na elaboração de propostas de medidas de manejo e/ou mitigatórias dos impactos sobre os recursos hídricos e pesqueiros, que foram, e que vêm sendo alterados por barramentos.

A maioria dos estudos sobre impactos de barragens foram realizados em locais sob influência de grandes usinas hidrelétricas. Todavia, no que diz respeito às PCHs, poucos estudos têm sido realizados nesses empreendimentos, por serem consideradas de baixo impacto ambiental. Entretanto, perguntas como: quais são os impactos desses empreendimentos sobre à ictiofauna? Esses impactos são realmente menores ou mesmo insignificantes, pelo fato de serem empreendimentos construídos em rios de menor ordem e de menor vazão? É evidente que os empreendimentos de menores porte podem causar impactos em menor escala em relação aos causados por UHEs. Contudo, não se deve esquecer que o número de PCHs é elevado e tende a aumentar radicalmente nos próximos anos, e o somatório dos impactos a serem esperados deverá ser elevado. Pouco se sabe sobre a estrutura e dinâmica das comunidades de peixes em locais

impactados por pequenos reservatórios. Muitos dados importantes para tomada de decisões são produzidos pelos Estudos de Impactos Ambientais e Relatórios de Impactos Ambientais (EIA/RIMA), porém, estes ficam obscuros na literatura cinza (muitas vezes pelo risco de gerar conflitos entre empregador – proprietário da PCH – e o consultor ambiental).

Um bom exemplo pode ser visto na PCH Paranatinga II, no rio Culuene, no Estado de Mato Grosso. Um dos autores desse capítulo foi membro da equipe que teve por objetivo refazer os estudos sobre os impactos causados por aquele empreendimento na região, uma vez que estudos prévios haviam deixado sérias lacunas e um grande descontentamento das comunidades indígenas que vivem no Alto Xingu. A PCH Paranatinga II, com uma potência instalada de 29,02 MW, está situada na porção sudeste do Estado de Mato Grosso na divisa entre os municípios de Paranatinga e Campinápolis, na margem direita do Rio Culuene, portanto, dentro da Amazônia Legal. Atualmente essa PCH atende as cidades da região, além de estar interligada ao Sistema Elétrico Nacional. Os empreendedores, com apoio de pesquisadores qualificados e com experiência em estudos ictiofaunísticos, estudaram e definiram criteriosamente a construção de um eficiente mecanismo de transposição para os peixes. Todavia, essas escadas, mecanismo definindo como o mais apropriado para a PCH Paranatinga II, dependem da circulação de águas durante um período do ano, principalmente nos períodos de estiagem, quando o volume de água reduz. Esse rio é regionalmente reconhecido como um excelente local de pesca, principalmente pela abundância de matrinxãs (*Brycon falcatus*). Entretanto, a construção da barragem obstruiu a subida dos peixes e pescadores da região relataram que há períodos do ano que indivíduos dessa espécie se concentram na região a jusante da escada, tendo em vista que o volume de água não é suficiente para permitir o deslocamento escada acima.

O reservatório possui um comprimento aproximado de 6,3 km, ou seja, é um reservatório relativamente pequeno. Apesar de reduzido, não se deve acreditar que seus impactos foram proporcionalmente pequenos e que afetaram somente a ictiofauna. Ressaltamos aqui a ideia de que as construções das Pequenas Centrais Hidrelétricas nos diferentes afluentes do Xingu inegavelmente irão gerar (como a PCH Paranatinga já o fez) impactos globais que, somados ao crescimento descontrolado do agronegócio, resultaram em repercussões profundas no modo de vida do povo que habita a região do Alto Xingu. Questões de cunho cultural foram altamente impactadas e não poderiam ter sido tratadas com uma abordagem simplista e unilateral, baseada apenas na ideia do “uso racional” dos recursos disponíveis, como foi feito.

Em levantamento realizado e com base em registros fotográficos realizado durante os trabalhos de campo e durante a preparação de um estudo dos impactos advindos da PCH Paranatinga II, foram registradas 113 espécies de peixes utilizadas pelos indígenas (VENERE, P.C. observação pessoal). Soma-se a essas um elevado número de espécies de pequeno porte, muitas das quais ainda desconhecidas da ciência, que devem elevar esse número para um valor de duas a três vezes maior. Obviamente essa ictiodiversidade está ameaçada por empreendimentos tais como a PCH Paranatinga II, todavia, o maior dos impactos dos empreendimentos desse porte, sem sombra de

dúvidas se referem aos impactos sociais a que as comunidades nativas e tradicionais são expostas. Esses impactos, muitas vezes relegados a um segundo plano, podem ocorrer em fases distintas da obra, desde seu planejamento, de construção e de operação. No caso da PCH Paranatinga II, a maior atenção inicial foi dada para os impactos advindos da fase de operação. Não se teve o cuidado de se responder a diversos questionamentos levantados por lideranças na região e, independentemente de quais seriam esses questionamentos, o correto seria o atendimento das solicitações no sentido de esclarecer as pessoas que sofreriam diretamente tais impactos. Afinal de contas, isso é um direito que, recorrentemente, vem sendo deixado de lado (veja-se por exemplo o que tem ocorrido em Altamira com a construção da UHE Belo Monte).

Essa análise não possui relação com as equipes de pesquisadores que fizeram os trabalhos de avaliação dos impactos, mas sim com despreparo do Estado em enfrentar seus próprios problemas. É evidente que ao se implantar a PCH Paranatinga II naquela região, os responsáveis não se preocuparam (ao menos inicialmente), ou não tomaram as decisões mais acertadas, para entenderem os anseios das comunidades indígenas. Não foram levantados os possíveis problemas a serem debatidos dentro das aldeias que compõem o Alto Xingu, com a clareza necessária que permitisse ao povo Xinguano entender de fato os possíveis impactos advindos do barramento das cabeceiras do Xingu, gerando descontentamento e críticas por parte de grande número de pessoas. Tal comportamento reforça a ideia de que nas construções de barragens no Brasil não se tem ouvido as comunidades locais, colocando-as em um segundo plano. Primeiro é realizado o empreendimento e depois se procuram-se implementar medidas mitigatórias. Os demais projetos de construção de outras Pequenas Centrais Hidrelétricas nas cabeceiras do Xingu seguem os mesmos moldes do exemplo citado acima.

Diante do que se expõe, fica evidente que tanto os impactos ambientais advindos de empreendimentos tais como as PCHs quanto os impactos sociais, devem ser avaliados com detalhes, especialmente com a participação das comunidades passíveis de serem afetadas. Dessa forma, os trabalhos estarão comprometidos com as questões locais. Não se pode replicar modelos utilizados na região Sul ou Sudeste do Brasil, ou de outras nações, para serem aplicados em empreendimentos no interior do Brasil, principalmente na região amazônica. Em relação aos peixes, é evidente que a distribuição das espécies sofre profunda interferência das variações sazonais que são alteradas com a inserção de barramentos nos ambientes lóticos. É fato que a complexidade estrutural oriunda dos ciclos de secas e cheias disponibiliza uma ampla diversidade de habitat que favorece a existência de uma rica diversidade, inerente aos ambientes neotropicais. Qualquer alteração nesses ciclos de sazonalidade ambiental, estabelecidos a milhões de anos, seguramente afetarão a ictiofauna em níveis ainda desconhecidos, haja vista a ampla diversidade de sistemas hidrográficos que vem sendo repetidamente afetados sem um conhecimento adequado das dinâmicas que os mantém íntegros.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O Brasil possui uma das maiores redes hidrográficas do planeta distribuídos em 12 principais grandes bacias de drenagem, entre elas a bacia Amazônica, a maior bacia de drenagem da terra cobrindo aproximadamente  $6 \times 10^6$  km<sup>2</sup>, o que representa quase um terço de toda a América do Sul. Esse grande número de corpos d'água associada a abundância de chuvas e ao relevo, resulta em um grande potencial para geração de energia através de hidrelétricas. A demanda de energia e os investimentos públicos e privados levou a um aumento significativo no número de barragens para produção de energia nos últimos anos, principalmente na região Amazônica. Entretanto, o crescente aumento de recursos financeiro para a construção desses empreendimentos não provocou um aumento nos estudos que visam entender seus impactos sobre os recursos naturais, pelo contrário, o que observamos atualmente é uma tentativa de relaxamento das leis ambientais afim de facilitar o licenciamento ambiental sem que os impactos sejam realmente contabilizados.

Outro fator importante a ser considerado é que não há estudos envolvendo todas as bacias hidrográficas para a definição de quais são mais apropriadas para a geração de energia e quais deveriam ser mantidas intactas, afim de preservar a diversidade de organismos aquáticos e as comunidades e populações tradicionais ali presentes e que dependem desses recursos. Como não há planejamento, a construção de hidrelétricas, principalmente PCHs, vem se proliferando em todo território nacional. Dessa forma, onde há uma queda de água, que não se encontra em unidades de conservação ou terras indígenas, uma hidrelétrica poderá ser construída deliberadamente.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelas bolsas de estudo concedidas a H.P.S., R.C.O. e P.C.V. e Fundação de Amparo à pesquisa do Estado de Mato Grosso. A Fundação Rondônia de Amparo ao Desenvolvimento das ações Científicas e Tecnológico e à Pesquisa do Estado de Rondônia – Fapero a bolsa concedida a I.M.F (Processo 0012.2884117/2018-34).

## REFERÊNCIAS

- ABELL, R.; THIEME, M.L.; et al. Freshwater ecoregions of the world: a new map of biogeographic units for freshwater biodiversity conservation. **Bio Science**, v. 58, n. 5, p. 403-414, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; JÚLIO JR. H.F.; et al. Considerações sobre os impactos dos represamentos na ictiofauna e medidas para sua atenuação. Um estudo de caso: reservatório de Itaipu. **Revista Unimar**, v. 14, p. 89-107, 1992.
- AGOSTINHO, A.A.; THOMAZ, S.M.; et al. Threats for biodiversity in the floodplain of the Upper Paraná River: effects of hydrological regulation by dams. **International Journal of Ecohydrology & Hydrobiology**, v. 4, n. 3, p. 267-280, 2004.
- AGOSTINHO, A.A.; MARQUES, E.E.; et al. Fish ladder of Lajeado Dam: migrations on one-way routes? **Neotropical Ichthyology**, v. 5, n. 2, p. 121-130, 2007.
- AGOSTINHO, A.A.; PELICICE, F.M.; et al. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. **Brazilian Journal of Biology**, v. 68, n. 4, p. 1119-1132, 2008.
- AGOSTINHO, A.A.; AGOSTINHO, C.S.; et al. Fish ladders: safe fish passage or hotspot for predation? **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 687-696, 2012.
- AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; et al. Fish assemblages In: Neotropical reservoirs: colonization patterns, impacts and management. **Fisheries Research**, v. 173, p. 26-36, 2016.
- ALVES C.B.M., VIEIRA F., POMPEU P.S. Programa Zoneamento Ecológico-Econômico: **Caderno Temático: Biodiversidade**. Brasília: MMA/SEDR/SBF. p. 110-130, 2007.
- ALVES, C.B.M.; POMPEU, P.S. Historical changes in the Rio das Velhas fish fauna-Brazil. In: **American Fisheries Society Symposium**. v.45. p. 587-602. 2005
- ANA (Agência Nacional de Águas). Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: regiões hidrográficas brasileiras – Edição Especial. Brasília: ANA, p. 163 2015.
- ANA (Agência Nacional de Águas). Hidroeletricidade. Brasília, 2020. Disponível em: <<https://www.ana.gov.br/ usos-da-agua/hidroeletricidade>>. Acesso em: 15 jul. 2019
- ANEEL (Agência Nacional de Energia Elétrica). Capacidade de Geração do Brasil. Brasília, 2020. Disponível em: <<http://www2.aneel.gov.br/aplicacoes/capacidadebrasil/capacidadebrasil.cfm>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- AQUINO, S.; STEVAUX, J.C.; et al. Regime hidrológico e aspectos do comportamento morfohidráulico do rio Araguaia. **Revista brasileira de geomorfologia**, v. 6, n. 2, p.29-41. 2005.
- ARAÚJO, T.R.D.; RIBEIRO, A.C.; et.al. Composition and trophic structure of the ichthyofauna from a stream down river from Santo Antonio Falls in the Madeira River, Porto Velho, RO. **Biota Neotropica**, v. 9, n. 3, p. 21-29, 2009.
- BARBOSA, J.M.; SOARES, E.C.; et al. Perfil da ictiofauna da bacia do rio São Francisco/Profile of the fish fauna of the São Francisco river basin. **Acta of Fisheries and Aquatic Resources**, v. 5, n. 1, p. 70-90, 2017.
- BARROS, M.C.; FRAGA, E.C.; et al. Fishes from the Itapecuru River basin, state of Maranhão, northeast Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 2, p. 375-380, 2011.

- BAXTER, R.M. Environmental effects of dams and impoundments. **Annual review of ecology and systematics**, v. 8, n. 1, p. 255-283, 1977.
- BECKER, F.G.; DE, F.L.; et al. Fishes of the Taquari-Antas river basin (Patos Lagoon basin), southern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 1, p. 79-90, 2013.
- BRAUDES-ARAÚJO, N.; DE CARVALHO, R.A.; et al. Pesca Amadora e Turismo no Médio Rio Araguaia, Brasil Central. Fronteiras: **Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 5, n. 3, p. 136-150, 2016.
- BRITSKI, H.A.; SILIMON, K.D.S.; et al. Peixes do Pantanal: manual de identificação. Brasília: **EMBRAPA-SP**, 2007. 277p.
- CAMARGO, M.; GIARRIZZO, T. et al. Review of the geographic distribution of fish fauna of the Xingu river basin, Brazil. **Ecotropica**, v. 10, p. 123-147, 2004.
- CARVALHO, D.C.; OLIVEIRA, D.A., et.al. Deep barcode divergence in Brazilian fresh water fishes: the case of the São Francisco River basin. **Mitochondrial Dna**, v. 22, n. sup. 1, p. 80-86, 2011.
- CASATTI, L.; BREJÃO, G.L., et al. Stream fish from recently deforested basins in the Meridional Amazon, Mato Grosso, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, 2020.
- CASTELLO, L.; MACEDO, M.N. Largescale degradation of Amazonian freshwater ecosystems. **Global Change Biology**, v. 22, n. 3, p. 990-1007, 2016.
- CONGRESSO NACIONAL, 2019. Lei nº 13.843 de 17/06/2019: Projeto de Lei do Congresso Nacional nº 4, de 2019 (PLN 4/2019). Disponível em: <<https://www.congressonacional.leg.br/materias/pesquisa/-/materia/135731>>. Acesso em: 15 jul. 2019
- DAGOSTA, F. C.; De PINNA, M. The Fishes of the Amazon: Distribution and Biogeographical Patterns, with a Comprehensive List of Species. **Bulletin of the American Museum of Natural History**, v. 431. n. 1. p. 1-163. 2019.
- FEARNSIDE, P.M. Impacts of Brazil's Madeira River dams: Unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. **Environmental Science & Policy**, v. 38, p. 164-172, 2014.
- FREITAS, C. M.; BARCELLOS, C. et al. Desastres em barragens de mineração: lições do passado para reduzir riscos atuais e futuros. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, Brasília, v. 28, n.1, 2019.
- FROTA, A.; DEPRÁ, G.D.C.; et al. Inventory of the fish fauna from Ivaí River basin, Paraná State, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 16, n. 3, 2016.
- GIRARD, P. Efeito cumulativo das barragens no pantanal: mobilização para conservação das áreas úmidas do Pantanal e Bacia do Araguaia. Campo Grande, MS: Instituto Centro Vida, 2002. 28 p. Relatório. Disponível em: <[http://www.riosvivos.org.br/downloads/Efeito\\_cumulativo\\_barragens\\_Pantanal.pdf](http://www.riosvivos.org.br/downloads/Efeito_cumulativo_barragens_Pantanal.pdf)>. Acesso em 26 jul. 2019.
- JARDULI, L. R., CLARO-GARCÍA, A.; et al. Ichthyofauna of the rio Araguaia basin, states of Mato Grosso and Goiás, Brazil. **Check List. The Journal of Biodiversity Data**, v. 10, n. 3, p. 483-515, 2014.
- JOSEPHSON, PAUL R. Industrialized Nature: Brute Force Technology and the Transformation of the Natural World. Washington, DC: **Environment& Society Portal**. Island Press, 311p. 2002
- JÚNIOR, J.; FERREIRA, H.; et.al. A massive invasion of fish species after eliminating a natural barrier in the upper rio Paraná basin. **Neotropical Ichthyology**, v. 7, n. 4, p. 709-718, 2009.
- LACERDA, L.D.; COSTA, B.G.B.C.; et al. Mercury in indigenous, introduced and farmed fish from the semiarid region of the Jaguaribe River basin, NE Brazil. **Bulletin of environmental contamination and toxicology**, v. 93, n. 1, p. 31-35, 2014.

- LEES A.C.; PERES, C.A.; et al. Hydropower and the future of Amazonian biodiversity. **Biodiversity and Conservation** v.25 n.3, 451-466. 2016.
- MALABARBA, L.R.; FIALHO, C.B.; et.al.. Peixes. In: Boldrini, I.I. (Org). Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, p 131-156. 2009..
- MÉRONA, B.D.; JURAS, A.A.; et.al. Os peixes e a pesca no baixo Rio Tocantins: vinte anos depois da UHE Tucuruí. Brasília, DF: Eletronorte, 2010. 208 p.
- OLIVEIRA, N.C.C. A grande aceleração e a construção de barragens hidrelétricas no Brasil. **Varia Historia**, v. 34, n. 65, p. 315-346, 2018.
- OLIVEIRA, R.C.; DEPRÁ, G.C.; et al. Checklist of the fishes from Jamari River basin, in areas under influence of dams, Rondônia, Brazil. **Biota Neotropica**, v. 20, n. 1, e20190803, 2020.
- OTA, R.R.; DEPRÁ, G.C.; et.al. Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes: revised, annotated and updated. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 2, 2018.
- PELICICE, F.M.; AGOSTINHO, A.A. Fish passage facilities as ecological traps in large neotropical rivers. **Conservation biology**, v. 22, n. 1, p. 180-188, 2008.
- PELICICE, F.M.; AZEVEDOS.V.M.; et.al. Neotropical fresh water fishes imperiled by un sustainable policies. **Fishand fisheries**, v. 18, n. 6, p. 1119-1133, 2017.
- POLAZ, C.N.M.; MELO, B.F.; et al. Fishes from the Parque Nacional do Pantanal Matogrossense, upper Paraguai River basin, Brazil. **Check List**, v. 10, n. 1, p. 122-130. 2014.
- PUEYO, S.; FEARNside, P.M. Emissões de gases de efeito estufa dos reservatórios de hidrelétricas: Implicações de uma lei de potência. **Oecologia Australis**, v. 2, n. 15, p.227-237, 2015.
- QUEIROZ, L.J.; TORRENTE-VILARA, G.; et.al. Peixes do rio Madeira. São Paulo: Diaeto Latin American Documentary, v. 1, p. 399, 2013.
- RAMOS, T.P.A.; RAMOS, R.T.D.C.; et al., Ichthyofauna of the Parnaíba river basin, north eastern Brazil. **Biota Neotropica**, v. 14, n. 1, e20130039, 2014.
- REYNALTE-TATAJE, D.A.; NUÑER, A.P.; et.al. Spawning of migratory fish species between two reservoirs of the upper Uruguay River, Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 10, n. 4, p. 829-835, 2012.
- RRDM, 2018. Rede Rio Doce Mar. Disponível em: <<http://rrdm.net.br/>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- SENADO FEDERAL, 2019. Obras de transposição do Rio São Francisco voltam ao debate na CDR. Disponível em: <<https://www12.senado.leg.br/noticias/materias/2019/06/12/obras-de-transposicao-do-rio-sao-francisco-voltam-ao-debate-na-cdr>>. Acesso em: 15 jul. 2019.
- TEJERINA-GARRO, F.L.; FORTIN, R.; et al., Caracterização da ictiofauna e das interações peixe-ambiente no médio Araguaia, Bacia Amazônica. **Rev Est Goiânia**, v. 29, p. 86-87, 2002.
- TERNUS, R.Z.; SOUZA-FRANCO, et al. Influence of urbanisation on water quality in the basin of the upper Uruguay River in western Santa Catarina, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 23, n. 2, p. 189-199, 2011.
- THOMAZ, S.M.; BINI, L.M.; et al., Floods increase similarity among aquatic habitats in river-floodplain systems. **Hydrobiologia**, v. 579, n. 1, p. 1-13, 2007.
- TOWNSEND, C.R.; HILDREW, A.G. Species traits in relation to a habitat templet for river systems. **Freshwater biology**, v. 31, n. 3, p. 265-275, 1994.

TUNDISI, J. G.; GOLDEMBERG, J.; et al. How many more dams in the Amazon?. **Energy Policy**, v. 74, p. 703-708, 2014.

WCD – World Commission on Dams. Dams and development: a new framework for decision-making. London: Earth scan Publications, **2000**.

---

# ESTADO TRÓFICO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MUZAMBO

Cochise Ricci Libânio & Diego de Souza Sardinha

## INTRODUÇÃO

A bacia hidrográfica é uma área de captação natural da água de precipitação, que faz convergir os escoamentos para o exutório da bacia. A área de uma bacia hidrográfica pode contemplar atividades agrícolas, industriais, formações vegetais, nascentes, córregos e riachos, lagoas e represas, rochas e solos, ou seja, todos os habitats e unidades da paisagem antrópica e natural.

Em condições naturais a qualidade da água em uma bacia hidrográfica é afetada pelo escoamento superficial, infiltração e interação água/rocha/solo, resultantes da precipitação atmosférica. Em condições antrópicas, a qualidade da água pode ser afetada pelos despejos de efluentes domésticos, industriais e/ou agrícolas, através da aplicação de fertilizantes, defensivos agrícolas, lançamentos de esgotos sem tratamento e materiais particulados presentes na atmosfera. Estas ações antrópicas podem afetar diretamente a qualidade da água e proporcionar problemas no que se refere à qualidade de vida e a saúde.

A eutrofização é o aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo nos ecossistemas aquáticos, que tem como consequência a proliferação de algas e macrófitas resultando na alteração do sabor, odor, turbidez, redução de oxigênio dissolvido e contaminação da água (LAMPARELLI, 2004). O estado trófico pode refletir a influência antropogênica na qualidade da água e no funcionamento ecológico de rios, lagos e reservatórios.

A bacia hidrográfica do Rio Muzambo possui uma área de 1.512 km<sup>2</sup>, está localizada na região Sudoeste do Estado de Minas Gerais e abrange os municípios de Guaxupé, Juruaia, São Pedro da União, Cabo Verde, Nova Resende, Muzambinho, Monte Belo, Areado e Alterosa. O exutório da bacia situa-se no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas, que é frequentada por turistas e praticantes de esportes náuticos. A alteração na qualidade de água deste importante sistema pode promover vários efeitos biológicos, econômicos, sociais e de saúde pública. Neste sentido, o presente capítulo tem como finalidade, apresentar os resultados da avaliação do estado trófico das águas superficiais da bacia do Rio Muzambo, tributário do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas.

## BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MUZAMBO

A bacia do Rio Muzambo está localizada na região Sudoeste do Estado de Minas Gerais estando inserida na Unidade de Gestão do Comitê da Bacia Hidrográfica do Entorno do Reservatório de Furnas GD3 (Figura 1). O exutório do Rio Muzambo situa-se no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas um dos principais do país para geração de energia, além de ser uma fonte econômica na exploração da piscicultura, turismo e lazer.

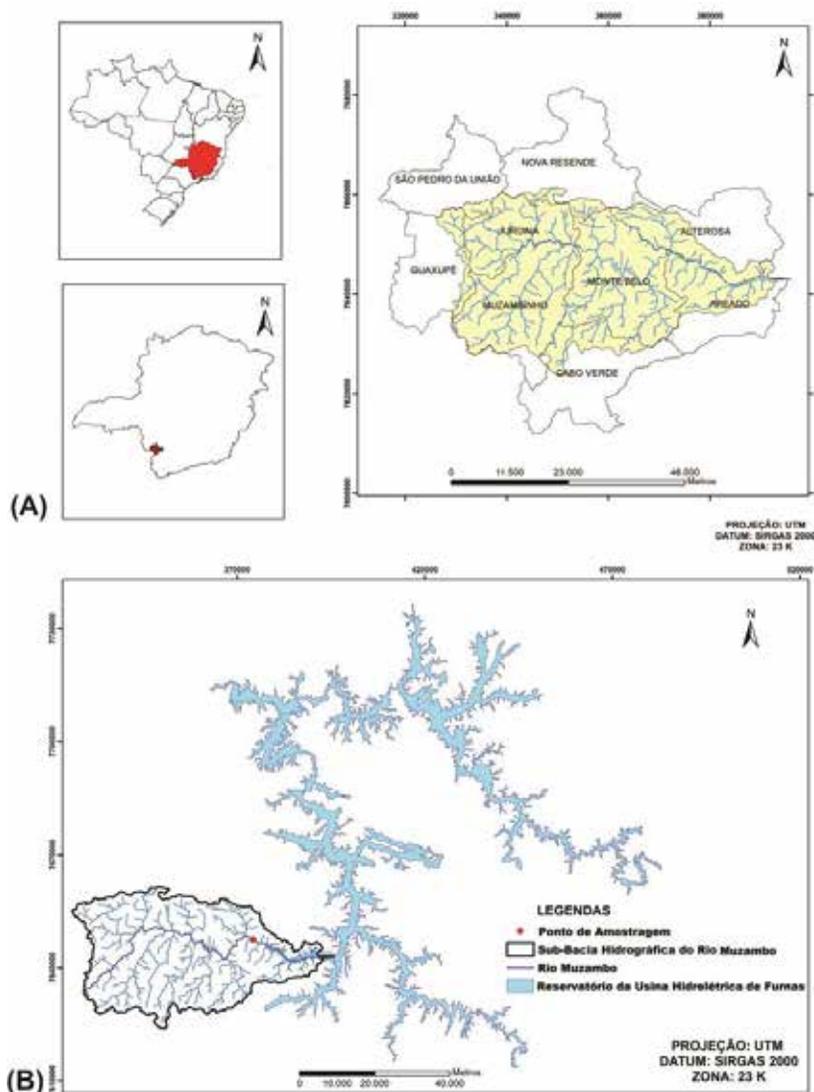
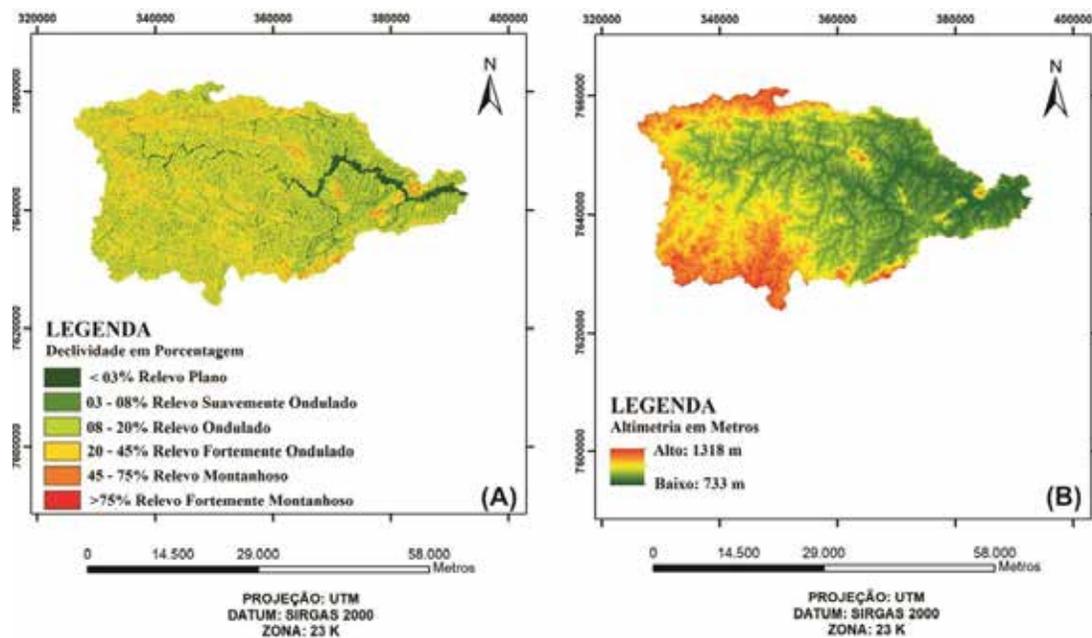


Figura1. (A) Mapa de localização da bacia hidrográfica do Rio Muzambo com os municípios ao qual está inserida. (B) Localização da bacia do Rio Muzambo e sua ligação com o Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas. Fonte: SISEMA (2018).

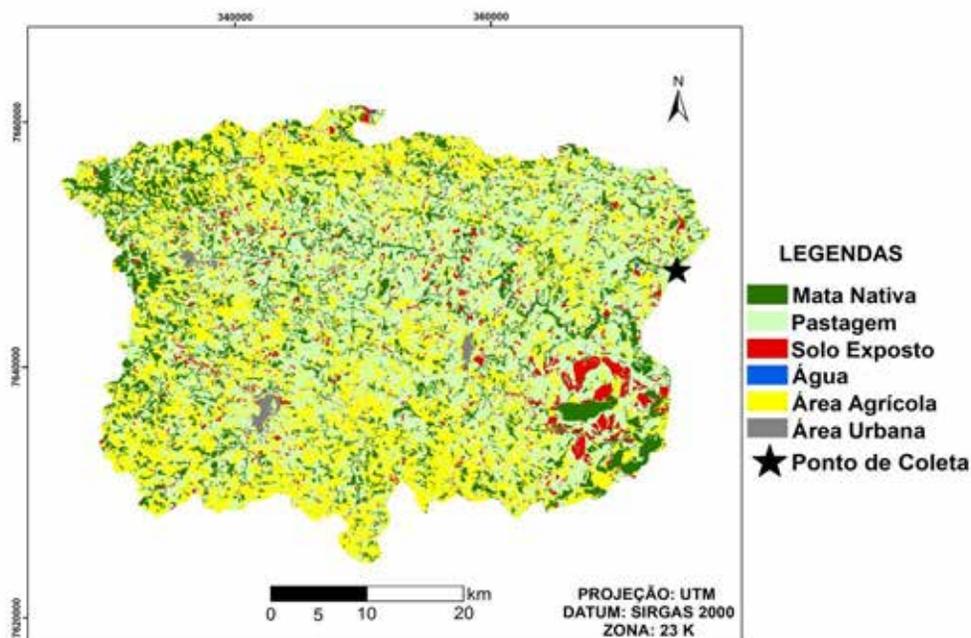
A bacia está localizada no Complexo Varginha, com idades do Pré-Cambriano a Eopaleozóico, possuindo falhas de grande envergadura, dentre elas as falhas de Areado e São Pedro da União (CPRM, 1979). A litologia é caracterizada por um embasamento de rochas cristalinas deformadas por tectonismo com sobreposição de depósitos detríticos e colúvio-aluvionares (IGAM, 2013). A região é marcada pela presença de granada-biotita-xisto e granada-biotita-gnaisses com variedades xistosas.

A bacia está inserida na província geomorfológica do planalto Sul de Minas, região caracterizada por níveis planálticos intercalados com serranias, e, a fronteira ocidental é marcada pelo domínio morfológico da Zona Cristalina do Norte (CPRM, 1979). Quanto ao relevo, à área de estudo está inserida em um conjunto de relevos dissecados, apresentando colinas e morros de vertentes convexo-côncavas de topografia variada, áreas de relevo plano e declividade inferior a 3%, e áreas de relevo altamente montanhoso com declividade superior a 75%. A altimetria varia de 733 a 1318 m em relação ao nível do mar (Figura 2).



**Figura 2.** (A) Mapa de relevo e declividade da bacia do Rio Muzambo. (B) Mapa de altimetria da bacia do Rio Muzambo. Fonte: SISEMA (2018).

A área total da bacia é de 1.512 km<sup>2</sup>, porém como o ponto de amostragem está localizado antes do exutório, foi considerada uma área que abrange 1.322 km<sup>2</sup>, conforme demonstrado no mapa de uso e ocupação do solo (Figura 3). A vegetação da área de estudo é característica da transição entre Cerrado e Mata Atlântica (CPRM, 1979). Quanto ao uso do solo, esta é uma região de elevada produção de café, cultivo de cana de açúcar para produção de etanol e açúcar, além de grandes áreas de pastagens.



**Figura 3.** Uso e ocupação abrangendo a área de influência até o ponto de amostragem (coleta) na bacia do Rio Muzambo.

## ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO EM BACIAS HIDROGRÁFICAS

A bacia hidrográfica é uma área natural, onde a precipitação molda o relevo, concentra a água no curso principal e faz convergir todo o escoamento para o exutório (TUNDISI e TUNDISI, 2008). O ciclo hidrológico na Terra tem como principal resultado a ciclagem e purificação da água, passando pelas etapas de evaporação, precipitação e drenagem de uma bacia hidrográfica (TUNDISI e TUNDISI, 2008). Sendo assim, em meios naturais a água estabelece um ciclo de precipitação e infiltração no solo, já em condições antrópicas, o ciclo natural é alterado pelo despejo de esgotos domésticos e industriais, pelo escoamento e percolação de fertilizantes e defensivos agrícolas.

Atualmente, vários problemas de origem antrópica como desmatamento, mau uso do solo e ocupação humana desordenada, afetam a qualidade e a oferta de água. Segundo Lamparelli, (2004) a crescente urbanização provocou uma crescente demanda por água e energia, resultando na construção de reservatórios e na retirada de um maior volume de água dos rios para abastecimento público.

Assim, o estudo da qualidade da água é de grande importância para estabelecer relações entre os fenômenos naturais e antrópicos, e, o monitoramento dos ambientes, permite melhor compreensão do ambiente, além de servirem para o aprimoramento de políticas públicas. Além disso, o despejo “in natura” de esgotos domésticos e industriais acarreta uma maior quantidade de nutrientes, fenômeno denominado de eutrofização antrópica ou eutrofização cultural (LAMPARELLI, 2004).

O termo trófico tem sua origem no grego antigo e está relacionado à alimentação ou nutrição, já o termo eutrófico é uma variação de trófico com o prefixo “eu”, que acrescenta sentido de muito. De forma geral pode-se definir eutrofização como sendo o aumento da concentração de nutrientes, em especial de fósforo para ambientes interiores (ESTEVES, 2011). Assim, o enriquecimento de corpos d’água está associado ao crescimento da produtividade primária, ocorrendo à proliferação de algas e macrófitas aquáticas, trazendo prejuízos para produção de energia elétrica, abastecimento, proteção a vida aquática, além de encarecer o tratamento para consumo (CUNHA et al., 2013).

A eutrofização gera um aumento da concentração de nutrientes, da biomassa de plantas e animais que consumirão uma alíquota maior de oxigênio, tornando o meio aquático hipóxico ou mesmo anóxico, com maior turbidez (Esteves, 1988). O aumento da biomassa influenciará no aumento de macrófitas e de sedimento depositado, diminuindo a vida útil dos reservatórios, dificultando a navegação e possivelmente a diminuição de populações exploradas economicamente (TUNDISI, 2005).

O Índice de Estado Trófico (IET) desenvolvido por Carlson (1977) visa classificar diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade da água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas e zooplânctons. O índice também foi utilizado por Lamparelli (2004) para caracterizar o índice de eutrofização em ambientes lênticos e lóticos associando valores de fósforo total, clorofila e transparência. A consequência da eutrofização é a alteração dos índices de oxigênio dissolvido, turbidez e contaminação da água (ESTEVES, 1988; LAMPARELLI, 2004; TUNDISI, 2005).

Segundo Cunha et al., (2013) o estado trófico é uma importante propriedade dos ecossistemas aquáticos e reflete a influência antrópica na qualidade da água e o funcionamento ecológico de rios, lagos e reservatórios. Já para Fia et al., (2004) o IET funciona como um registro das atividades humanas dentro das bacias hidrográficas, oferecendo parâmetros para a formulação de planos de manejo e gestão de ecossistemas aquáticos. Assim, o IET classifica os corpos d’água em diferentes graus de trofia, avaliando a qualidade das águas quanto ao enriquecimento por nutrientes e seus efeitos relacionados ao crescimento de algas e macrófitas aquáticas.

## MÉTODO DE AVALIAÇÃO DO ESTADO TRÓFICO PARA FÓSFORO TOTAL (IET-PT)

Para avaliar o estado trófico do Rio Muzambo foram realizadas coletas de águas superficiais uma vez por mês entre julho de 2017 a junho de 2018, caracterizando as variações em um ano hidrológico completo, ou seja, de maiores e menores índices pluviométricos. O ponto de amostragem, localizado nas coordenadas 21°15’44”S 46°13’31”W, possui aproximadamente 30 metros lineares e foi escolhido por ser a última ponte sobre a calha do rio antes do Reservatório de Furnas, mais próximo ao exutório.

As amostras foram coletadas com garrafa de Van Dorn, de forma composta, em volumes iguais em três pontos da mesma secção do rio (25% – 50% – 25%) das margens a uma profundidade de 0,5 m nas porções 25% (margens do rio) e a 1 m na porção 50% (leito do canal principal). Alíquotas foram armazenadas em frasco de polietileno opaco branco, previamente lavado com água deionizada e conservadas com 1 mL de ácido clorídrico (pH < 2,0). Após a coleta os frascos foram acondicionados em caixa térmica contendo gelo e transportados para o Laboratório de Ecossistemas Aquáticos e Solos (LEAS) – UNIFAL-MG, *Campus* Poços de Caldas para análise.

O monitoramento da vazão foi determinado com uma régua limnimétrica para medir o nível da água do rio, uma trena de tecido emborrachado graduada (Vonder 30 m x 12,5mm) para a largura, e um micromolinete Flow Rate Sensor Vernier para velocidade (0,0 a 4,0 m/s ± 0,0012 m/s). A vazão foi estimada de acordo com a Equação (1).

(1)

$$Q = P \times L \times V$$

Onde:  $Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/s);  $P$  = profundidade do canal (m);  $L$  = largura do canal (m);  
 $V$  = velocidade de escoamento no canal (m/s).

Os teores de fosfato PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (método do ácido ascórbico, de 0,02 a 2,5 ± 0,01 mg.L<sup>-1</sup>) foram quantificados por espectrofotômetro DR 890 da Hach Company (HACH, 2013). Para conversão de Fosfato PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> em Fósforo Total (Pt) foi utilizado o fator de conversão 0,3261 (HACH, 2013). Este fator de conversão é obtido a partir da relação do peso molecular do fósforo P (31) e do fosfato PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> (95) (LIBÂNIO e SARDINHA, 2020).

O índice do estado trófico foi composto pelas concentrações de fósforo total (IET-Pt), modificados por Lamparelli (2004), sendo estabelecidos para ambientes lóticos, segundo a Equação (2).

(2)

$$IET_{Pt} = 10 \times \left[ 6 - \left( \frac{0,42 - 0,36 \times \ln Pt}{\ln 2} \right) \right] - 20$$

Onde: Pt = concentração de fósforo total medida na superfície da água, em µg/L;  
ln = logaritmo natural.

Os limites estabelecidos para as diferentes classes de trofia encontram-se na Tabela 1. A partir do cálculo do IET-Pt, os rios de uma bacia hidrográfica podem ser classificados como (LAMPARELLI, 2004):

**Tabela 1.** Classificação do estado trófico para rios segundo índice de Carlson (1977). Adaptado de Lamparelli (2004).

| Estado trófico    | Critério                  | Pt ( $\mu\text{g.L}^{-1}$ ) |
|-------------------|---------------------------|-----------------------------|
| Ultraoligotrófico | $\text{IET} \leq 47$      | $P \leq 13$                 |
| Oligotrófico      | $47 < \text{IET} \leq 52$ | $13 < P \leq 35$            |
| Mesotrófico       | $52 < \text{IET} \leq 59$ | $35 < P \leq 137$           |
| Eutrófico         | $59 < \text{IET} \leq 63$ | $137 < P \leq 296$          |
| Supereutrófico    | $63 < \text{IET} \leq 67$ | $296 < P \leq 640$          |
| Hipereutrófico    | $\text{IET} > 67$         | $640 < P$                   |

IET – Índice de Estado Trófico; Pt – Fósforo Total

(a) ultraoligotrófico, corpos d'água limpos, de produtividade muito baixa e concentrações insignificantes de nutrientes que não acarretam em prejuízos aos usos da água;

(b) oligotrófico, corpos d'água limpos, de baixa produtividade, em que não ocorrem interferências indesejáveis sobre os usos da água, decorrentes da presença de nutrientes;

(c) mesotrófico, corpos d'água com produtividade intermediária, com possíveis implicações sobre a qualidade da água, mas em níveis aceitáveis, na maioria dos casos;

(d) eutrófico, corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, com redução da transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos;

(e) supereutrófico, corpos d'água com alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas, nos quais ocorrem com frequência alterações indesejáveis na qualidade da água, como a ocorrência de episódios florações de algas, e interferências nos seus múltiplos usos;

(f) hipereutrófico, corpos d'água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com consequências indesejáveis para seus múltiplos usos, inclusive sobre as atividades pecuárias nas regiões ribeirinhas.

Para avaliar o transporte de fósforo total nas águas superficiais do Rio Muzambo foi necessário relacionar a concentração média ponderada para cada parâmetro com a vazão média do rio durante um ano hidrológico, ou seja, estimou-se a quantidade total fornecida pelo rio em t/ano. A concentração média ponderada (Pt) foi obtida pela Equação 3.

(3)

$$Pt = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

Onde:  $Pt$  = média ponderada de fósforo total nas águas fluviais (mg/L);

$C_i$  = concentração de fósforo total na  $i$ -ésima amostra (mg/L);

$Q_i$  = vazão do rio durante a coleta da  $i$ -ésima amostra (m<sup>3</sup>/s).

No cálculo foram empregados os dados de vazão (descarga líquida) e a concentração média ponderada de fósforo total a partir da Equação (4). Para o cálculo levou-se em consideração a área de drenagem até o ponto de amostragem, correspondente a 1.322 km<sup>2</sup>.

(4)

$$\frac{Pt_{anual} = Q_{vazão} \times 31,536 \times (Pt)}{Área}$$

Onde:  $Pt_{anual}$  = transporte de fósforo total anual (t/km<sup>2</sup>/ano); 31,536 = fator de correção;

$Q_{vazão}$  = vazão média (m<sup>3</sup>/s);  $Pt$  = concentração média ponderada de fósforo total (mg/L);

Área = área até o ponto de amostragem (1.322 km<sup>2</sup>).

## ESTADO TRÓFICO PARA FÓSFORO TOTAL (IET-PT)

Os resultados das amostragens realizados neste estudo encontram-se na Tabela 2. A vazão média do Rio Muzambo durante o período de estudo foi de 11,79 m<sup>3</sup>/s e oscilou com uma vazão mínima de 5,06 m<sup>3</sup>/s em 23/09/2017 e máxima de 31,72 m<sup>3</sup>/s em 25/11/2017, ou seja, uma variação de aproximadamente 27 m<sup>3</sup>/s entre o período de estiagem e início do período de enchente.

**Tabela 2.** Resultados das amostragens realizadas na bacia do Rio Muzambo.

| Data                              | Vazão<br>(m <sup>3</sup> /s) | PO43-<br>(mg/L) | Pt    | Pt<br>(μ/L) | IET-Pt |
|-----------------------------------|------------------------------|-----------------|-------|-------------|--------|
| 22/07/2017                        | 7,242                        | 0,060           | 0,020 | 19,500      | 49,380 |
| 19/08/2017                        | 6,258                        | 0,040           | 0,013 | 13,000      | 47,270 |
| 23/09/2017                        | 5,061                        | 0,060           | 0,020 | 19,500      | 49,380 |
| 21/10/2017                        | 5,544                        | 0,080           | 0,026 | 26,000      | 50,870 |
| 25/11/2017                        | 31,720                       | 0,080           | 0,026 | 26,000      | 50,870 |
| 19/12/2017                        | 6,920                        | 0,160           | 0,052 | 52,100      | 54,470 |
| 27/01/2018                        | 13,530                       | 0,060           | 0,020 | 19,500      | 49,380 |
| 21/02/2018                        | 18,429                       | 0,160           | 0,052 | 52,100      | 54,470 |
| 24/03/2018                        | 24,605                       | 0,180           | 0,059 | 58,600      | 55,090 |
| 21/04/2018                        | 6,065                        | 0,330           | 0,108 | 107,600     | 58,230 |
| 06/06/2018                        | 8,296                        | 0,680           | 0,222 | 221,700     | 61,990 |
| 23/06/2018                        | 7,878                        | 0,450           | 0,147 | 146,700     | 59,850 |
| <b>Média</b>                      | 11,796                       | 0,195           | 0,064 | 63,525      | 53,438 |
| <b>Desvio padrão</b>              | 8,677                        | 0,197           | 0,064 | 64,208      | 4,697  |
| <b>Média ponderada pela vazão</b> | --                           | 0,173           | 0,056 | 56,458      | 54,889 |

Pt – Fósforo Total; IET-Pt – Índice de Estado Trófico para Fósforo total.

No Rio Muzambo a menor concentração de  $PO_4^{3-}$  – foi obtida em 19/08/2017 (0,04 mg/L) e a maior (0,68 mg/L) em 06/06/2018, com um média anual de 0,19 mg/L (Tabela 2). Geralmente, concentrações na faixa de 0,01 mg/L de fosfato ( $PO_4^{3-}$ ) são suficientes para a manutenção do fitoplâncton, e concentrações na faixa de 0,03 a 0,1 mg/L (ou maiores) são suficientes para disparar o seu crescimento de maneira desenfreada (USEPA 2016).

Em estudo realizado no Rio Descoberto, Distrito Federal, Carmo (2005) encontrou valores de  $PO_4^{3-}$  – entre 1,0 mg/L e 8,0 mg/L, bem maiores que os encontrados neste trabalho. No entanto, a bacia drena as zonas urbanas de Taguatinga, Ceilândia, Brazilândia e parte de Samambaia, cerca de 20% de sua área é ocupada por zonas urbanas, 48% por formação campestre, 19% por formação florestal e 3% por corpos d'água (CARMO, 2005).

Já em estudo realizado na bacia do Córrego da Ariranha, Minas Gerais, Sardinha et al., (2019) encontraram valores de  $PO_4^{3-}$  – que variaram entre 0,06 mg/L e 0,36 mg/L, próximos aos deste trabalho. Esta bacia não é afetada por esgotos domésticos ou industriais, e possui uso diversificado com culturas anuais, reflorestamentos, pastagens, matas nativas e pequenos aglomerados urbanos, ou seja, bem diferente da bacia do Rio Descoberto.

O fósforo nas águas tem como origem natural a dissolução de compostos minerais e do solo, e, origem antrópica a partir de despejos de esgotos, detergentes, dejetos de animais e fer-

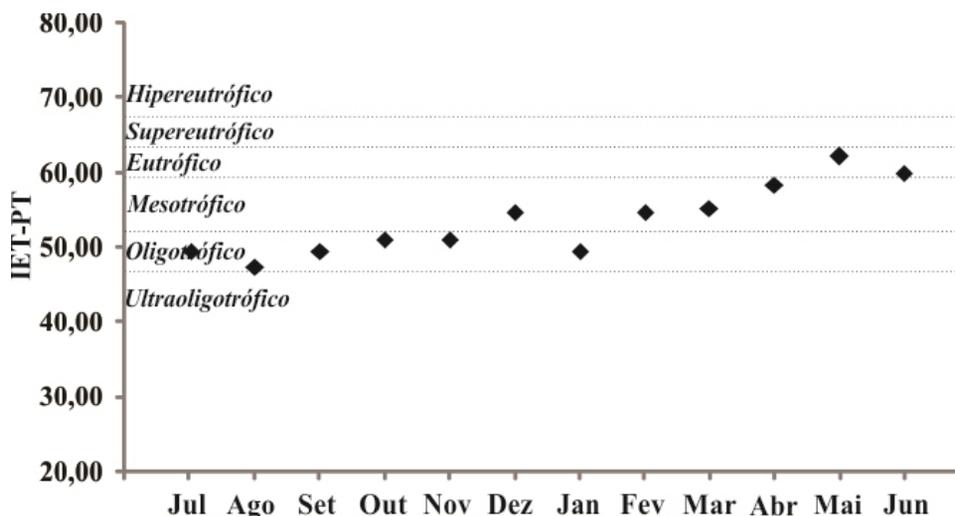
tilizantes (SPERLING, 2014). Em águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição, a quantidade de fósforo, segundo Hermes e Silva (2004) pode variar de 0,005 mg/L a 0,020 mg/L. Segundo a USEPA (2016), a presença de fósforo nos mananciais, em concentrações superiores a 0,01 mg/l, determina proliferações de algas, o que pode causar problemas quanto à utilização desses locais. Sardinha et al., (2019) encontraram uma variação de 0,00 a 0,03 mg/L na concentração de fósforo nas águas de chuva.

Os valores de fósforo total (Pt) e nas águas do Rio Muzambo variam de 0,013 mg/L (19/08/2017) a 0,222 mg/L (06/06/2018), valores acima das águas naturais que não foram submetidas a processos de poluição, segundo (Hermes & Silva 2004). Além disso, o limite de fósforo total para o Rio Muzambo, segundo a legislação vigente é de 0,05 mg/L para rios de Classe 2 (BRASIL, 2005). O local de amostragem é considerado como ambiente intermediário, com tempo de residência entre 2 e 40 dias, sendo tributário direto de ambiente lântico (Reservatório de Furnas), segundo Resolução CONAMA 357/05 (BRASIL, 2005).

Quanto ao estado trófico para fósforo total (IET-Pt), os valores indicam que as águas da bacia do Rio Muzambo podem estar sofrendo alterações indesejáveis decorrentes do aumento da concentração de nutrientes e interferências nos seus múltiplos usos, conforme resultados apresentados na Figura 4. As diferenças identificadas nas amostragens durante o período de estudo podem, segundo (Soares & Schröder, 2015) estar relacionadas com o aumento da temperatura da água, maior disponibilidade de nutrientes e condições propícias de penetração de luz, sendo comum observar um incremento do processo de eutrofização, diferente do período de inverno, que se mostra menos intenso.

Em termos gerais, verificou-se, pelos valores de IET-PT, que o nível trófico das águas nos meses de julho (49,38), agosto (47,27), setembro (49,38), outubro (50,87) novembro (50,87) e janeiro (49,38) se encontram pouco desenvolvidos, pois os valores são baixos. Os resultados das amostras coletadas apresentaram um índice oligotrófico, sendo os valores entre  $47 < IET \leq 52$ , muito provavelmente pelas características relacionadas ao período de ano, turbilhonamento da água, baixo tempo de residência e transporte da comunidade fitoplanctônica.

Para os meses de dezembro (54,47), fevereiro (54,47), março (55,09) e abril (58,23) os valores de IET-PT apresentaram um índice mesotrófico, com valores entre  $52 < IET \leq 59$ , indicando uma produtividade intermediária com possíveis implicações sobre a qualidade da água. Já os meses de maio (61,99) e junho (59,85) apresentaram um índice eutrófico, valores entre  $59 < IET \leq 63$ , indicativos de alta produtividade em relação às condições naturais com redução da transparência e alterações indesejáveis na qualidade da água decorrentes do aumento da concentração de nutrientes (Figura 4). Na estação chuvosa, há aumento da temperatura da água e penetração de luz, que pode contribuir com o processo de eutrofização.



**Figura 4.** Índice de estado trófico para fósforo total (IET-Pt) aplicada na bacia do Rio Muzambo.

Os maiores valores de IET também podem estar relacionados com o despejo sem tratamento de efluentes domésticos e industriais, práticas agrícolas com aplicações de fertilizantes NPK nas lavouras de café, cultivo de cana de açúcar e pastagens, que podem favorecer o carreamento de fósforo para as águas (Figura 4). Além disso, não foram observadas correlações entre o aumento da quantidade de água (vazão) e as contrações de fósforo nas águas superficiais analisadas.

Na bacia do Rio Pomba em Minas Gerais Farage et al., (2010) encontrou valores de IET-Pt entre 43,0 e 89,0 variando entre o ultraoligotrófico e o hipereutrófico. A bacia, segundo os autores, encontra-se severamente desmatada e recebe lançamentos de efluentes industriais e domésticos da região da Zona da Mata Mineira.

Na bacia do Rio Caiabi, localizada na região médio Norte do Estado de Mato Grosso, com uso e ocupação predominantemente rural, Andrietti et al., (2015) encontrou valores de IET-Pt entre 10,0 e 29,0 caracterizando o ambiente como ultraoligotrófico, ou seja, corpos d'água com produtividade muito baixa. Na bacia do Córrego da Ariranha em Minas Gerais, Sardinha et. al., (2019) identificaram nas águas superficiais um IET-Pt oligotrófico a mesotrófico, de potencial desenvolvimento do processo de eutrofização.

A concentração média ponderada de fósforo total (P) nas águas da bacia do Rio Muzambo (Tabela 2) foi calculada em função da vazão direta ( $m^3/s$ ) para o período estudado. A média ponderada de fósforo total (0,056 mg/L) foi multiplicada pela vazão média durante o período de amostragem (11.795,66 L/s) e pelo tempo (s) do período de amostragem (1 ano hidrológico), obtendo assim a massa de fósforo total exportado no exutório da bacia de 21,00 t/ano. Considerando a área de drenagem do ponto de amostragem (1.322  $km^2$ ) e a carga anual (21,00 t/ano), foi calculado o transporte específico de fósforo total, que representa 0,016  $t/km^2/ano$ .

Os valores das concentrações de fósforo total são maiores que máximo permitido pela legislação vigente de 0,05 mg/L. As características geológicas e pedológicas da área de estudo podem

causar alterações naturais na qualidade da água, no entanto, estas características não são favoráveis para as alterações em relação a fósforo total. A bacia não possui rochas com grandes quantidades de minerais fosfatados, como dos grupos da apatita e/ou autunita. As aplicações de fertilizantes podem promover o incremento das concentrações de fósforo na bacia, principalmente através das aplicações nas lavouras de café, cultivo de cana de açúcar. Com isso, o aumento da concentração de fósforo total, principalmente no período de inverno, pode contribuir negativamente com o processo de eutrofização do Reservatório da Usina Hidrelétrica de Furnas.

## **CONSIDERAÇÕES SOBRE O ESTADO TRÓFICO DO RIO MUZAMBO, TRIBUTÁRIO DO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE FURNAS**

O índice de eutrofização para fósforo total (IET-Pt) mostrou-se como um instrumento para monitoramento da água do Rio Muzambo, auxiliando na caracterização do grau de trofia da bacia. Os índices de IET-Pt variaram entre 47,0 e 61,0 sendo classificados entre oligotrófico, mesotrófico e eutrófico, ou seja, águas com características de produtividade baixa, intermediária e alta. Através desses resultados, sugere-se que amostragens em pontos definidos desde a nascente até o exutório do Rio Muzambo devam ser realizadas com o objetivo de identificar os locais de possíveis alterações na qualidade das águas. Além disso, o monitoramento através de imagens de satélite, em conjunto com as taxas de fósforo total transportado e depositado no Reservatório de Furnas, podem contribuir com medidas de planejamento e gerenciamento dos recursos hídricos desta importante bacia hidrográfica, localizada na região Sudoeste do Estado de Minas Gerais.

## REFERÊNCIAS

- ANDRIETTI G.; FREIRE R.; AMARAL A.G.; ALMEIDA F.T.; BONGIOVANI M.C.; SCHNEIDER R.M. Índice de Qualidade da Água e de Estado Trófico do Rio Caiabí, MT. **Revista Ambiente e Água**, v. 11, n.º. 1, p. 163-175, 2016.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. CONAMA, Resolução n.º 357, de 17 de março de 2005. Ministério do Meio Ambiente, Brasília, 27p.
- CARLSON, R. E. A trophic state index for lakes. **Limnology and Oceanography**, v. 22, n.º. 2, p. 361-369, 1977.
- CARMO, M.S.; BOAVENTURA, G.R.; OLIVEIRA, E.C. Geoquímica das Águas da Bacia hidrográfica do Rio Descoberto, Brasília/DF – Brasil. **Química Nova**, v. 28, n.º. 4, p. 565-574, 2005.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto Sapucaí: relatório final**. Escala 1:250.000. Editora do Departamento Nacional de Produção Mineral, São Paulo, 5 volumes, 289 p., 1979.
- CUNHA, D.G.F.; CALIJURI, M.C.; LAMPARELLI, M.C. A trophic state index for tropical/subtropical reservoirs (TSIsrs). **Ecological Engineering**, v. 60, p. 126-134, 2013.
- ESTEVEZ, F. A. **Fundamentos de Limnologia**. Interciência, 2 ed., Rio de Janeiro, 602p, 1988.
- FARAGE, J.A.P.; MATOS, A.T.; da SILVA, D.D.; BORGES, A.C. Determinação do Índice de Estado Trófico para Fósforo em Pontos do Rio Pomba. **Engenharia na Agricultura**, v. 18, n.º. 14, p. 322-329, 2010.
- FIA, R.; MATOS, A.T.; CORADI, P.C.; PEREIRA-RAMIREZ; O. Estado trófico da água na bacia hidrográfica da Lagoa Mirim, RS, **Brasil. Revista Ambiente e Água**, v.4, n.º. 1, p. 132-141, 2004.
- HACH. DR/890 Colorimeter Procedures Manual. Hach Company, Loveland, Colorado, 616p., 2013.
- HERMES, L.C.; SILVA, A.S. **Avaliação da qualidade das águas: manual prático**. Embrapa Informação Tecnológica, Brasília, 1 ed., 55p, 2004.
- IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Resumo executivo do plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do entorno do lago de Furnas**. Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Alago, Fupai. Belo Horizonte, IGAM, 75 p., 2012,
- IGAM. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório parcial 2: prognóstico das demandas hídricas**. Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Alago, Fupai. Belo Horizonte, IGAM, 130 p., 2013.
- LAMPARELLI, M.C. Graus de trofia em corpos d'água do Estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento. Tese de doutorado da Universidade de São Paulo, Instituto de Biociências, São Paulo, 235 p., 2004.
- LIBÂNIO, C.R.; SARDINHA, D.S. Transporte anual de sedimentos e nutrientes do rio Muzambo, tributário do Reservatório de Furnas (MG). RMRH – **Rev. Min. Rec. Hídr.**, Belo Horizonte, v.1, n.1, p. 1-20, 2020
- SARDINHA, D.S.; SOUZA, A.D.G.; SILVA, A.M.; LIBANIO, C.R.; MENEZES, P.H.B.J.; TIEZZI, R.O. Índice de estado trófico para fósforo total (IET-PT) aplicado em afluente da Represa Bortolan em Poços de Caldas (MG). **Revista DAE**, v. 67, n.º. 216, p. 95-108, 2019.

SISTEMA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS (Minas Gerais). Infraestrutura de dados espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – IDE Sisema. Belo Horizonte, 2018. Disponível em: <http://idesisema.meioambiente.mg.gov.br/>. Acesso em: 10 maio 2018.

SOARES, G.; SCHRÖDER, N.T. Análise do estado trófico de uma bacia de acumulação em um complexo industrial. **Revista de Iniciação Científica da Ulbra**, v. 13, n.º.1, p. 218-23, 2015.

SPERLING, M.V. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios**. Belo Horizonte, Editora UFMG, 2 ed., v. 7., 592 p., 2014.

TUNDISI J.G. **Água no Século XXI – Enfrentando a Escassez**. Editora Rima, São Carlos, 2 ed., 247 p., 2005.

TUNDISI J.G.; TUNDISI T.M. **Limnologia**. Editora Oficina de Textos, São Paulo, 1 ed., 632p., 2008.

USEPA. United States Environmental Protection Agency. National Strategy for the Development of Regional Nutrient Criteria Factsheet. Disponível em: <https://www.epa.gov/nutrient-policy-data/national-strategy-development-regional-nutrient-criteria-factsheet> Acesso em: 30 de novembro 2016.

---

# TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NO PLANALTO DE POÇOS DE CALDAS (MG): BACIA TRIBUTÁRIA DO RESERVATÓRIO BORTOLAN

Diego de Souza Sardinha & Fernando André de Castro Alves Victal

## INTRODUÇÃO

O transporte de sedimentos em bacias hidrográficas são fenômenos naturais provenientes do intemperismo das rochas e da ação erosiva da chuva sobre o solo, que através do escoamento superficial transportam partículas até os corpos hídricos, afetando diretamente a composição das águas superficiais. O entendimento do transporte de sedimentos na composição das águas superficiais é de importância para o gerenciamento dos recursos hídricos. Além disso, a avaliação do transporte de sedimentos em bacias hidrográficas também é essencial para a determinação do volume de assoreamento em cursos d'água e reservatórios, permitindo estimar a sua vida útil e indicar a viabilidade da ocupação humana (MEADE et al., 1979; DORFMAN, 1993; GUSTAVO e JEAN, 2002; CARNEIRO et al., 2009; PEREIRA et al., 2010).

A área de estudo, bacia hidrográfica do Córrego das Amoras, foi escolhida em função do entendimento de que pequenas bacias hidrográficas permitem uma melhor compreensão dos parâmetros a serem estudados e suas relações entre si, possibilitando conhecer toda a área e todos os elementos que compõem sua paisagem. A bacia possui uma área de 29,11 km<sup>2</sup> e se encontra na província geomorfológica do Planalto de Poços de Caldas, sua nascente está localizada na Zona do Dique Anelar, região com declividade acentuada, e seu exutório no Maciço Alcalino Interno, região formada por morros e morrotes de topos arredondados, colinas e planícies aluviais, onde se encontra a represa Bortolan.

A represa Bortolan foi inaugurada em maio de 1956, tem capacidade para armazenar um volume aproximado de 7 milhões de metros cúbicos de água, sendo um importante reservatório de aproximadamente 3.100 km<sup>2</sup> utilizado para regularizar vazão para a geração de energia elétrica, uso industrial, agroindustrial e turismo de Poços de Caldas. Como não há estudos associados aos processos erosivos nesta região, neste capítulo serão demonstrados os resultados da avaliação de eventos que contribuem para o transporte de sedimentos nesta importante bacia hidrográfica, além de responder alguns questionamentos, tais como:

Há influência da precipitação no transporte de sedimentos?

Há influência da precipitação na alteração das concentrações dos parâmetros físico-químicos analisados?

Quais são as principais características observadas de cada ponto monitorado em relação ao transporte de sedimentos?

Quais são as principais características observadas de cada ponto monitorado em relação aos parâmetros físico-químicos?

Qual é a estimativa da contribuição da bacia hidrográfica do Córrego das Amoras no transporte de sedimentos ao reservatório Bortolan?

## PROCEDIMENTOS METODOLÓGICOS

A caracterização fisiográfica da área de estudo foi realizada utilizando as cartas temáticas, folha SF-23-V-C-VI-4 (IBGE, 1972), folhas SF.23-V-D-IV e SF.23-V-C-VI (CODEMIG, 2015), folha SF.23-V-D (CRPM, 1979), Mapa Geológico do Macico Alcalino d3e Poços de Caldas (Ellert, 1959); e Mapa Geológico Regional 2 (INB, 2011). A imagem aérea foi obtida através do Google Earth (Google Earth Pro, 2018), exportando-se os pontos para o formato kml. As cartas foram elaboradas através do software Arcgis 10.4.

O monitoramento de precipitação foi realizado utilizando pluviômetro semiautomático modelo Delta OHM 2013-DB (0 a 6451 mm  $\pm$  0,2 mm), instalado a aproximadamente 1,50 metros da superfície do solo nas dependências da Universidade Federal de Alfenas, Campus de Poços de Caldas. A vazão, estimada de acordo com a Equação (1), foi determinada utilizando-se régua limnimétrica para medir o nível da água do rio (régua Vonder de aço inox de 2,0 m e escala de 1,0 mm, parafusada a uma régua de alumínio de 2,0 m), trena de aço longa (Vonder 30 m x 12,5mm) para a largura, e micromolinetete Flow Rate Sensor Vernier para velocidade (0,0 a 4,0 m/s  $\pm$  0,0012 m/s).

(1)

$$Q = P \times L \times V$$

Onde:  $Q$  = vazão (m<sup>3</sup>/s);  $P$  = profundidade do canal (m);  $L$  = largura do canal (m);  $V$  = velocidade de escoamento no canal (m/s).

Para qualidade da água, foi utilizado medidor portátil U-50 Multiparameter Water Quality Checkers da Horiba: pH (método de eletrodo de vidro, de 0,0 a 14,0  $\pm$  0,1 pH); condutividade elétrica (método do eletrodo 4AC, de 0,0 a 100,0  $\mu$ S/cm  $\pm$  0,1 %); oxigênio dissolvido (método polarográfico, de 0,0 a 50,0 mg/L  $\pm$  0,2 mg/L); potencial redox (método do eletrodo de platina, de -2000 a 2000 mV  $\pm$  15 mV); turbidez (fonte de luz LED, de 0,0 a 800,0 NTU  $\pm$  1,0 NTU).

Para a coleta de sólidos totais em suspensão utilizou-se amostrador do tipo USDH-48. As amostras foram filtradas com membranas de 0,45  $\mu$ m acoplado a um conjunto Kitassato ligado

a uma bomba de vácuo para quantificação do teor de sólidos totais em suspensão em triplicata, segundo metodologia gravimétrica (Standard Methods, 1999 – Equação 2).

(2)

$$STS = \frac{P_1 - P_2}{V_{amostra}}$$

Onde: STS = Sólidos Totais em Suspensão (mg/L);  $P_1$  = massa do filtro pesado após a filtração (mg),  $P_2$  = massa do filtro pesado antes da filtração (mg) e  $V$  = volume da amostra de água filtrada (L).

Para a avaliação do transporte de sedimentos foi empregado o método simplificado de Colby (1957). Este método utiliza-se de dados de descarga líquida, velocidade média, profundidade média, largura da seção e concentração média de sólidos totais em suspensão, sendo executado através do cálculo das Equações 3, 4 e 5.

(3)

$$Q_t = Q_{sm} + Q_{nm}$$

Onde:  $Q_t$  = transporte de material sólido anual (t/ano);  $Q_{sm}$  = transporte de material sólido anual em suspensão (t/ano);  $Q_{nm}$  = transporte de material sólido anual por arraste (t/ano).

(4)

$$Q_{sm} = 0,0864 \times Q_{anual} \times (STS)$$

Onde:  $Q_{sm}$  = transporte de material sólido anual em suspensão (t/ano);  $Q_{anual}$  = vazão média anual ( $m^3/s$ );  $CS$  = concentração média ponderada de sólidos totais em suspensão (mg/L).

(5)

$$Q_{nm} = q_{nm} \times K \times L$$

Onde:  $Q_{nm}$  = transporte de material sólido anual por arraste (t/ano);  $q_{nm}$  = transporte de material por arraste não medido (t/ano);  $K$  = fator de correção;  $L$  = Largura do rio (m).

Para o cálculo da Equação 5 ( $Q_{nm}$ ) foi utilizado o Software WinTSR, desenvolvido por PAIVA e PAIVA (2001). Este programa utiliza os dados de largura do canal (m), velocidade média (m/s), profundidade (m), vazão ( $m^3/s$ ) e sólidos totais em suspensão (mg/L). A utilização dos dados de profundidade hidráulica é admitida quando o canal do rio tem uma seção retangular,

caso não observado para os pontos de amostragem, portanto foram utilizados dados de profundidade média.

Para se conhecer o transporte específico anual de carga dissolvida e a descarga sólida total para os três pontos de amostragem, foi necessário relacionar a concentração média ponderada com a vazão média, estimando a quantidade total evacuada pelo Córrego das Amoras em toneladas por ano (Equação 6).

$$(6)$$

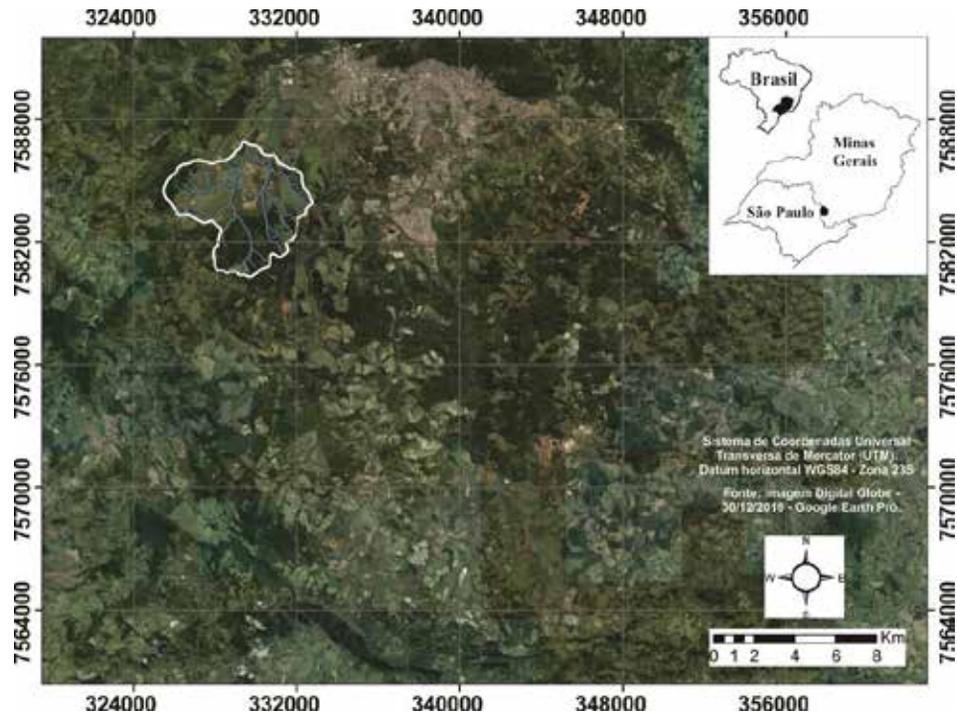
$$C_E = \frac{\sum_{i=1}^n C_i \cdot Q_i}{\sum_{i=1}^n Q_i}$$

Onde:  $C_E$  é a concentração média ponderada pela vazão (mg/L);  $C_i$  = concentração do parâmetro  $i$  (mg/L);  $Q_i$  = vazão do rio no dia da quantificação  $i$  ( $m^3/s$ ).

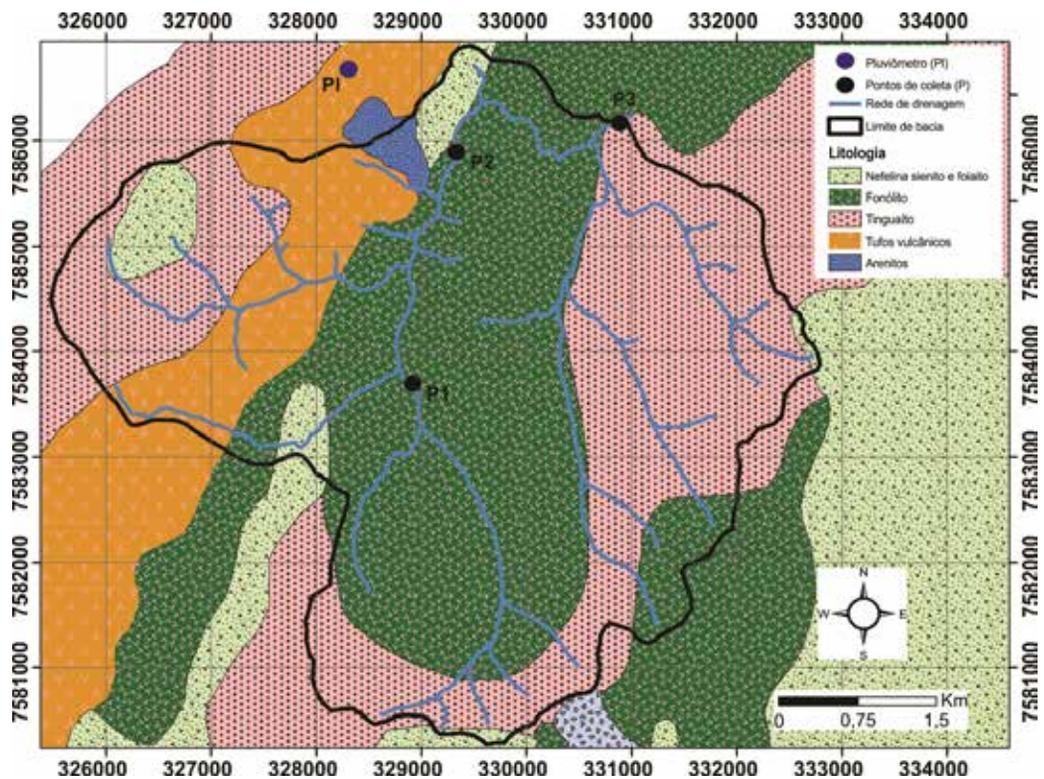
## CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

A bacia do Córrego das Amoras situa-se na região Noroeste da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas, estado de Minas Gerais (Figura 1), local com diferentes tipos litológicos de filiação alcalina (ELLERT, 1959; CRPM, 1979; INB, 2011; CODEMIG, 2015). Na área da bacia afloram litotipos como: nefelina sienitos (foiaítos), rochas de granulação grossa a média; tinguaítos com texturas granulares ou sacaróides, com coloração acinzentada; fonólitos com textura porfirítica ou afanítica; tufos vulcânicos e brechas com feições associadas a vulcanismos com lançamentos de cinzas; e rochas sedimentares, arenitos (Figura 2).

O Planalto de Poços de Caldas se formou com uma intensa atividade vulcânica que provocou diversas alterações no terreno, soerguimento com posterior abatimento, originando uma caldeira com cerca de 30 km de diâmetro, com cota média de 1.200 m de altitude e serras que alcançam 1.600 m (CHRISTOFOLETTI, 1972). As zonas que abrangem o Planalto de Poços de Caldas podem ser divididas em três (ZAINÉ et al., 2008): (1) Zona do Planalto do Maciço Cristalino; (2) Zona da Serra Anelar e/ou Dique Anelar; (3) Planalto do Maciço Alcalino Interno.



**Figura 1.** Imagem da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas com a localização da bacia do Córrego das Amoras. Fonte da imagem: Google Earth Pro, 2018.



**Figura 2.** Mapa geológico da bacia do Córrego das Amoras com a localização dos pontos de amostragem e pluviômetro.

As nascentes da bacia estão localizadas no Dique Anelar da Caldeira Vulcânica de Poços de Caldas, e compreende montanhas com topos restritos na Serra do Serrote, interflúvio dos Rios Mogi-Guaçu e Pardo. As águas drenam o Planalto do Maciço Alcalino Interno, formado por morros e morrotes de topos arredondados, colinas e planícies aluviais, onde encontra-se o exutório da bacia no reservatório Bortolan.

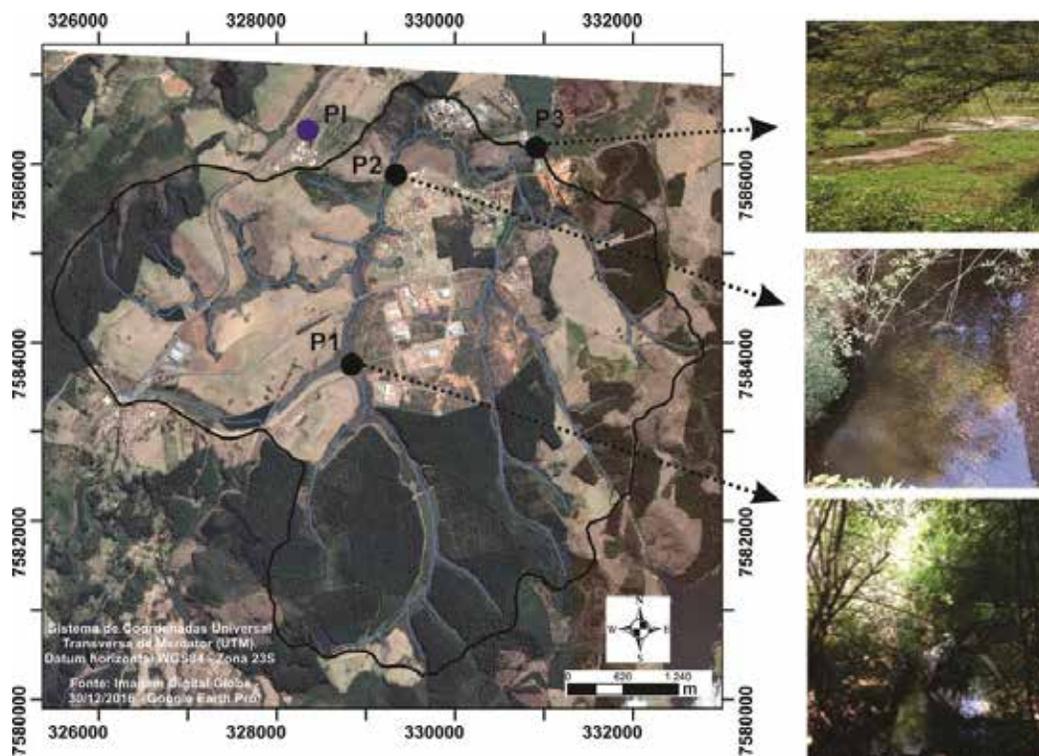
O clima da região da bacia, segundo a classificação de Köppen (1948) é do tipo Cwb, mesotérmico com inverno seco e verão brando. O clima é marcado pela ocorrência de duas estações distintas, o verão chuvoso, de outubro a março, caracterizado pelas temperaturas e precipitações elevadas, temperatura média de 20,3 °C e precipitação total de 1.430 mm; e o inverno seco, nos meses de abril a setembro, marcado por temperaturas e índices pluviométricos baixos, temperatura média de 15 °C e 315 mm de totais de chuvas (PMPC, 2016). Os ventos são moderados na direção NE e com velocidade de 10 a 15 km h<sup>-1</sup>. Com a entrada de frentes frias no planalto, a direção dos ventos pode-se inverter, passando a SW – W (PMPC, 2016).

A cobertura vegetal da região da bacia hidrográfica encontra-se no domínio fitogeográfico da Mata Atlântica e caracteriza-se por contatos transicionais da floresta estacional semidecidual à Floresta Ombrófila Mista (BERG e SANTOS, 2007). Entretanto, a região também abriga porções de vegetações arbustivas de campos de altitude, que se interagem com as formações florestais dando origem às Florestas Montanas e Alto-Montanas (Costa et al., 2011).

A bacia do Córrego possui uma extensão de drenagem de 30,6 km, densidade de drenagem igual a 1,05 km/km<sup>2</sup>, que representa uma drenagem regular. O comprimento do curso d'água principal é 9,05 km, e o fator de forma igual a 0,35, o qual indica que a bacia possui um menor risco de enchentes em um curto espaço de tempo. Quanto à hierarquia de drenagem Strahler (1952), a bacia possui um grau de ordenamento igual a quatro (4).

A origem dos solos do Planalto de Poços de Caldas se deu a partir de materiais regolíticos alóctones, apresentando um relevo recente de cascalhos e concreções (MORAES e JIMÉNEZ-RUEDA, 2008). No entanto, na região da bacia predominam Cambissolos háplicos nas áreas de relevos mais movimentados, havendo também porções representativas de Argissolos amarelo e Latossolos vermelhos em áreas de relevos menos acidentados. Gleissolos e Organossolos afloram nas margens do Córrego das Amoras e em áreas de relevos mais planos.

A bacia apresenta diversificados usos do solo, com destaque as áreas de atividades silviculturais, agrícolas e áreas urbanas (Figura 3). O curso superior (ponto de amostragem P1) possui um canal bem encaixado e encontra-se a 4,24 km de extensão após a nascente, com fragmentos de vegetação ciliar em bom estado de preservação. O curso médio (ponto de amostragem P2), localizado a 5,69 km após a nascente possui uma mata ciliar que compreende exatamente os trinta (30) metros estipulados pelo código florestal. O curso final (ponto de amostragem P3) está localizado a 9,4 km de extensão após a nascente, com pouca vegetação ciliar e predominância de solo exposto.



**Figura 3.** Mapa da bacia do Córrego das Amoras com a localização de pluviômetro (PI), pontos de amostragem P1 (curso superior), P2 (curso médio) e P3 (curso final).

## PRECIPITAÇÃO, VAZÃO E QUALIDADE DAS ÁGUAS

Os maiores valores de precipitação (319,2 mm) são verificados no mês de Janeiro, sendo Julho o mês que apresenta menores valores (1,4 mm). Além disso, os períodos de amostragem (Tabela 1) apresentam um total acumulado de 11,6 mm para estiagem (julho, agosto e setembro), 629,8 mm para enchente (outubro, novembro e dezembro) e 576,8 mm para o período de cheia (janeiro, fevereiro e março).

No período de estiagem a primeira amostragem 14/07/16 não apresenta precipitação, nem precipitação acumulada, diferente da segunda 15/08/16 que apresenta 8,4 mm de precipitação, e acumulado em cinco dias de 9,0 mm (Tabela 1). A amostragem do dia 19/09/16 apresenta 0,2 mm e acumulado de 2,6 mm.

**Tabela 1.** Precipitação mensal acumulada durante o período de estudo.

| Amostragem | Total acumulado no mês, antes da amostragem (mm) | Total acumulado em cinco dias, antes da amostragem (mm) | Precipitação no dia da amostragem (mm) |
|------------|--|---|--|
| 14/07/16   | 0,0  | 0,0   | 0,0                                    |
| 15/08/16   | 9,0  | 9,0   | 8,4                                    |
| 19/09/16   | 2,6  | 2,6   | 0,2                                    |
| 27/10/16   | 177,0  | 92,2  | 7,6                                    |
| 29/11/16   | 297,8  | 90,4  | 45,4                                   |
| 19/12/16   | 155,0  | 15,4  | 13,0                                   |
| 21/01/17   | 274,4  | 212,4   | 3,6                                    |
| 24/02/17   | 102,2  | 5,8   | 5,2                                    |
| 29/03/17   | 200,2  | 3,2   | 0,0                                    |

Durante o período de enchente, a amostragem de 27/10/16 apresenta 7,6 mm de precipitação, com 177,0 mm no mês da amostragem. Em 29/11/16 os índices de precipitação foram de 45,4 mm, com 90,4 mm acumulados nos cinco dias anteriores e 297,8 mm nos dias do mês antes da amostragem. A amostragem do dia 19/12/16 apresenta 13,0 mm de precipitação e acumulados de 15,4 mm e 155,0 mm nos últimos cinco dias e mensal, respectivamente (Tabela 1).

O período de cheia apresenta em 21/01/17 um total de precipitação de 3,6 mm com 212,4 mm acumulado nos últimos cinco dias e 274,4 mm no mês, antes da amostragem. A segunda amostragem 24/02/17 apresenta precipitação de 5,2 mm, acumulados em cinco dias de 5,8 mm e 102,2 mm no mês. Por fim, o dia 29/03/17 apresenta um acumulado de 3,2 mm nos cinco dias que antecederam a amostragem e 200,2 mm no mês que antecedeu a amostragem (Tabela 1).

Para a quantificação da vazão foi necessário realizar medições da largura (m), profundidade (m) e velocidade das águas (m/s). Os valores da vazão média, no curso superior (ponto de amostragem P1) foram de 0,09 m<sup>3</sup>/s, variando entre 0,03 m<sup>3</sup>/s durante o período seco e 0,18 m<sup>3</sup>/s na cheia (Tabela 2). Estas características demonstram os efeitos da variação que ocorrem na morfometria do curso de água, largura média de 1,15 m (variação de 1,03 m a 1,44 m), profundidade com variação entre 0,12 m a 0,19 m (média de 0,15 m), e velocidade média de 0,21 m/s (variação de 0,17 m/s a 0,25 m/s).

**Tabela 2.** Aspectos físicos das calhas fluviais do Córrego das Amoras.

| DATA       | Curso superior (P1) |      |      |             | Curso médio (P2) |      |      |             | Curso final (P3) |      |      |             |
|------------|---------------------|------|------|-------------|------------------|------|------|-------------|------------------|------|------|-------------|
|            | L                   | P    | V    | Vazão       | L                | P    | V    | Vazão       | L                | P    | V    | Vazão       |
| 14/07/2016 | 1,00                | 0,13 | 0,17 | <b>0,04</b> | 3,48             | 0,28 | 0,21 | <b>0,57</b> | 3,28             | 1,07 | 0,22 | <b>1,50</b> |
| 15/08/2016 | 1,07                | 0,12 | 0,19 | <b>0,05</b> | 3,94             | 0,20 | 0,22 | <b>0,73</b> | 3,48             | 0,95 | 0,24 | <b>1,28</b> |
| 19/09/2016 | 1,10                | 0,14 | 0,21 | <b>0,03</b> | 4,22             | 0,33 | 0,19 | <b>0,84</b> | 3,19             | 1,11 | 0,25 | <b>1,66</b> |
| 27/10/2016 | 0,95                | 0,15 | 0,20 | <b>0,07</b> | 3,48             | 0,33 | 0,23 | <b>0,70</b> | 3,28             | 1,05 | 0,25 | <b>1,88</b> |
| 29/11/2016 | 1,07                | 0,17 | 0,19 | <b>0,08</b> | 3,94             | 0,28 | 0,22 | <b>0,82</b> | 3,48             | 0,82 | 0,22 | <b>1,33</b> |
| 19/12/2016 | 1,10                | 0,12 | 0,22 | <b>0,05</b> | 4,22             | 0,29 | 0,25 | <b>0,95</b> | 3,62             | 0,91 | 0,26 | <b>1,74</b> |
| 21/01/2017 | 1,27                | 0,16 | 0,21 | <b>0,18</b> | 3,90             | 0,35 | 0,22 | <b>0,85</b> | 3,55             | 1,12 | 0,31 | <b>1,75</b> |
| 24/02/2017 | 1,36                | 0,15 | 0,25 | <b>0,15</b> | 4,10             | 0,22 | 0,26 | <b>0,70</b> | 3,90             | 1,06 | 0,35 | <b>1,55</b> |
| 29/03/2017 | 1,44                | 0,19 | 0,24 | <b>0,18</b> | 4,45             | 0,41 | 0,23 | <b>0,72</b> | 3,85             | 1,28 | 0,39 | <b>1,92</b> |

L = largura média; P = profundidade média; V = velocidade média.

No curso médio (ponto de amostragem P2) o curso da água é mais caudaloso, vazão média de  $0,76 \text{ m}^3/\text{s}$ , pois o ponto drena os tributários da margem Oeste da bacia. As variações sazonais da vazão foram entre os períodos de seca ( $0,57 \text{ m}^3/\text{s}$ ) e enchente ( $0,95 \text{ m}^3/\text{s}$ ), refletindo diretamente nas características morfométricas do canal, largura entre 3,48 m e 4,45 m, profundidade entre 0,20 m e 0,41 m, e, velocidade 0,19 m/s e 0,25 m/s (Tabela 2)

O curso final (ponto de amostragem P3) está localizado no exutório, ou seja, drena toda a área da bacia e apresenta uma vazão média de  $1,81 \text{ m}^3/\text{s}$  variando entre  $1,28 \text{ m}^3/\text{s}$  no período seco e  $1,92 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  na cheia (Tabela 2). Além da sazonalidade, como o ponto está localizado no exutório, as características morfométricas variam de 3,19 m a 3,90 m (largura), 0,91 m a 1,28 m (profundidade) e 0,22 m/s a 0,39 m/s (velocidade).

As águas fluviais do curso superior (P1) apresentam valores de pH próximo à neutralidade, média 6,21 em P1, 6,08 para P2 e 5,96 em P3 (Tabela 3). Os valores diminuem entre o curso superior e inferior, fato que pode estar relacionado com influências geogênicas e/ou antropogênicas da bacia de drenagem. Em trabalho realizado na bacia do Córrego da Ariranha, área rural do Planalto de Poços de Caldas, Sardinha et al., (2018) encontraram um valor (pH = 6,40) maior que os valores encontrados neste trabalho. Na bacia do Ribeirão de Poços, área urbana do Planalto de Poços de Caldas, Souza & Souza, (2015) analisaram as concentrações de pH e encontraram um valor médio de 6,0 para os rios avaliados.

O Potencial de Oxirredução ou Oxidação/Redução está relacionada com a capacidade de elementos químicos em ceder (ser oxidada) ou adquirir (ser reduzida) elétrons. Os valores médios foram de 339,66 mV em P1, 367,01 mV para P2 e 342,76 mV em P3 (Tabela 3). Os valores estão dentro da faixa de rios e lagos (pH = 4 a 10) e (ORP= +600 a - 100), conforme Faure (1998).

**Tabela 3.** Parâmetros físicos e químicos das águas superficiais nos pontos de amostragem.

| Data                             | pH   | Potencial de oxirredução (mV) | Condutividade elétrica ( $\mu\text{S/cm}$ ) | Turbidez (NTU) | Oxigênio dissolvido (mg/L) |
|----------------------------------|------|-------------------------------|---|----------------|----------------------------|
| <b>Ponto P1 – Curso superior</b> |      |                               |   |                |                            |
| 14/07/2016                       | 6,17 | 428,50                        | 9,00  | 8,50           | 4,58                       |
| 15/08/2016                       | 5,50 | 330,85                        | 11,00                                       | 9,30           | 5,44                       |
| 19/09/2016                       | 6,39 | 264,32                        | 18,00                                       | 11,40          | 5,28                       |
| 27/10/2016                       | 6,37 | 348,75                        | 17,00                                       | 9,30           | 4,82                       |
| 29/11/2016                       | 6,70 | 299,57                        | 15,00                                       | 8,75           | 7,83                       |
| 19/12/2016                       | 5,96 | 268,94                        | 11,00                                       | 10,04          | 5,82                       |
| 21/01/2017                       | 6,07 | 376,87                        | 6,00  | 7,45           | 4,25                       |
| 24/02/2017                       | 6,68 | 410,64                        | 12,00                                       | 9,28           | 6,53                       |
| 29/03/2017                       | 6,09 | 328,46                        | 15,00                                       | 11,84          | 8,21                       |
| <b>Ponto P2 – Curso médio</b>    |      |                               |   |                |                            |
| 14/07/2016                       | 6,10 | 259,00                        | 37,00                                       | 9,20           | 4,30                       |
| 15/08/2016                       | 5,80 | 268,50                        | 11,00                                       | 10,20          | 5,10                       |
| 19/09/2016                       | 6,30 | 410,40                        | 28,00                                       | 10,60          | 5,80                       |
| 27/10/2016                       | 6,30 | 479,80                        | 19,00                                       | 9,10           | 4,40                       |
| 29/11/2016                       | 6,00 | 419,50                        | 11,00                                       | 8,70           | 7,00                       |
| 19/12/2016                       | 5,90 | 368,70                        | 21,00                                       | 8,90           | 5,20                       |
| 21/01/2017                       | 6,30 | 279,80                        | 25,00                                       | 8,60           | 4,70                       |
| 24/02/2017                       | 5,90 | 411,70                        | 16,00                                       | 9,80           | 5,80                       |
| 29/03/2017                       | 6,10 | 405,70                        | 29,00                                       | 11,70          | 7,50                       |
| <b>Ponto P3 – Curso final</b>    |      |                               |   |                |                            |
| 14/07/2016                       | 6,30 | 198,00                        | 28,00                                       | 8,60           | 3,46                       |
| 15/08/2016                       | 5,30 | 218,45                        | 14,00                                       | 9,40           | 4,69                       |
| 19/09/2016                       | 6,60 | 380,35                        | 28,00                                       | 11,10          | 4,28                       |
| 27/10/2016                       | 6,15 | 416,80                        | 11,00                                       | 8,75           | 5,20                       |
| 29/11/2016                       | 6,00 | 425,42                        | 27,00                                       | 8,25           | 5,68                       |
| 19/12/2016                       | 5,70 | 318,54                        | 14,00                                       | 7,50           | 4,79                       |
| 21/01/2017                       | 6,00 | 349,84                        | 22,00                                       | 8,22           | 5,19                       |
| 24/02/2017                       | 5,50 | 401,74                        | 18,00                                       | 9,34           | 5,27                       |
| 29/03/2017                       | 6,10 | 375,72                        | 25,00                                       | 10,32          | 6,38                       |

Os menores valores médios de condutividade elétrica foram encontrados em P1 (12,67  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ), aumentando em P2 (21,89  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ) e mantendo-se com valores próximos em P3 (20,78  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). A condutividade elétrica expressa a capacidade de uma água em conduzir a corrente elétrica (sais), e pode representar indiretamente a concentração de poluentes. Os valores estão abaixo dos encontrados para as bacias do Córrego da Ariranha, média = 38  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (Sardinha et al., 2018) e do Ribeirão de Poços média de 48,20  $\mu\text{S}/\text{cm}$  (SOUZA e SOUZA, 2015).

A turbidez pode ocorrer principalmente por sólidos constituídos de algas, protozoários, bactérias, silte, areia e argila em suspensão, resíduos industriais e domésticos, entre outros, conforme valores de turbidez média 27,80 NTU encontrados na área urbana do planalto de Poços de Caldas (Souza & Souza, 2015). Neste trabalho, os valores de turbidez variaram entre 9,64 NTU em P2 e 9,05 NTU em P3, abaixo dos encontrados por (SOUZA e SOUZA, 2015).

Quanto ao oxigênio dissolvido, um dos principais indicativos a serem monitorados referentes à qualidade de um ambiente aquático, os valores tendem a diminuir ao longo da bacia, média de 5,86  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em P1, 5,53  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  em P2 e 4,99  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$  para P3. Isto pode estar relacionado com a temperatura, oxidação da matéria orgânica e velocidade, quanto maior a velocidade, maior o processo de troca com a atmosfera. Além disso, interferências antrópicas devido ao uso da terra com a utilização de agroquímicas e lançamento de efluentes, também podem influenciar nos resultados de oxigênio dissolvido. No Córrego da Ariranha, Sardinha et al., (2018) encontram um valor médio de 7,2  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ , enquanto Souza & Souza, (2015) um valor médio de 4,71  $\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$ .

## TRANSPORTE DE SEDIMENTOS

Os valores obtidos para sólidos totais dissolvidos (STD) e em suspensão (STS) e arrasto em cada ponto monitorado da bacia do Córrego das Amoras podem ser verificados na Tabela 4. No curso superior (P1) a concentração de STD variou entre 12  $\text{mg}/\text{L}$  a 19  $\text{mg}/\text{L}$ , sendo que o maior valor registrado em agosto de 2016, período seco, e, o menor no período de enchente, novembro de 2016. No curso médio (P2) as concentrações foram maiores que no curso superior (P1), com concentração mais alta no período seco (26  $\text{mg}/\text{L}$ ). As concentrações do curso final (P3) são próximas as do curso médio, porém com maior concentração no período de cheia (25  $\text{mg}/\text{L}$  – Tabela 4).

Na área da bacia, ocorrem rochas alcalinas nefelina sienitos (foiaítos), tinguaítos e fonólitos, preferencialmente formados por minerais de feldspato potássico, feldspatóides, piroxênio sódico, hornblenda e biotita. Esses minerais, quando alterados por hidrólise, podem contribuir com a concentração de sólidos dissolvidos no sistema aquático, principalmente no período seco, quando há maior tempo de contato da água com as rochas que afloram na bacia.

**Tabela 4.** Concentrações de sólidos na bacia do Córrego das Amoras.

| DATA       | Curso superior (P1) |      |         | Curso médio (P2) |       |         | Curso final (P3) |       |         |
|------------|---------------------|------|---------|------------------|-------|---------|------------------|-------|---------|
|            | STD                 | STS  | Arraste | STD              | STS   | Arraste | STD              | STS   | Arraste |
|            | (mg/L)              |      |         |                  |       |         |                  |       |         |
| 14/07/2016 | 15,00               | 2,86 | 17,36   | 22,00            | 6,33  | 12,79   | 19,00            | 6,91  | 10,73   |
| 15/08/2016 | 19,00               | 4,48 | 23,15   | 22,00            | 7,87  | 14,11   | 23,00            | 7,12  | 11,48   |
| 19/09/2016 | 13,00               | 5,02 | 38,58   | 26,00            | 8,15  | 14,05   | 21,00            | 7,89  | 11,43   |
| 27/10/2016 | 13,00               | 5,91 | 21,49   | 22,00            | 9,48  | 9,76    | 15,00            | 13,84 | 18,10   |
| 29/11/2016 | 12,00               | 6,22 | 31,83   | 25,00            | 10,11 | 20,18   | 18,00            | 12,49 | 16,53   |
| 19/12/2016 | 16,00               | 6,15 | 43,98   | 19,00            | 9,74  | 21,20   | 20,00            | 15,39 | 19,69   |
| 21/01/2017 | 13,00               | 7,38 | 16,72   | 15,00            | 12,24 | 20,15   | 21,00            | 19,95 | 26,98   |
| 24/02/2017 | 17,00               | 8,35 | 21,60   | 21,00            | 15,31 | 26,62   | 14,00            | 18,52 | 27,03   |
| 29/03/2017 | 15,00               | 8,87 | 20,58   | 15,00            | 17,33 | 31,67   | 25,00            | 19,95 | 26,95   |

Em relação aos sólidos totais em suspensão (STS) há grande variação nas concentrações ao longo do monitoramento. O maior registro foi de 19,95 mg/L e o menor 2,86 mg/L. O curso superior (P1) apresenta um crescente aumento durante os períodos de amostragem, menor de 2,86 mg/L em julho de 2016 e maior de 8,87 mg/L em fevereiro de 2017. O curso médio (P2) também teve seu maior registro no mês de fevereiro de 2017 (17,33 mg/L), e o menor em julho de 2016, e, o curso final (P3) apresenta o maior valor registrado 19,95 mg/L (Tabela 4). Para os sólidos transportados por arraste, o ponto P1 apresenta uma variação de 16,72 mg/L em janeiro de 2017 a 43,98 mg/L em dezembro de 2016, variação de aproximadamente 27,00 mg/L. O curso médio (P2) apresenta uma concentração média de 19,00 mg/L, com uma variação de aproximadamente 22,00 mg/L, e, o curso final (P3) com uma variação de aproximadamente 16,00 mg/L.

Na área da bacia predominam solos do tipo Cambissolos háplicos nas áreas de relevos mais movimentados, havendo também porções representativas de Argissolos amarelo e Latossolos vermelhos em áreas de relevos menos acidentados. Gleissolos e Organossolos afloram nas margens do Córrego das Amoras e em áreas de relevos mais planos. Os Argissolos e Latossolos podem contribuir com material fino, transportado em suspensão, por outro lado, solos menos espessos, com regolito exposto e em áreas mais movimentadas, podem contribuir com material mais grosseiro que é transportado por arraste na calha dos rios da bacia, principalmente nos períodos de alta pluviosidade (enchente e cheia).

A Tabela 5 apresenta a média ponderada pela vazão e aritmética para os três pontos amostrados, levando em conta o transporte sazonal de sedimentos na bacia do Córrego das Amoras, períodos de estiagem (14/07/2016, 15/08/2016 e 19/09/2016), enchente (27/10/2016, 29/11/2016 e 19/12/2016) e cheia (21/01/2017, 24/02/2017 e 29/03/2017).

**Tabela 5.** Média ponderada e média aritmética de sedimentos no curso superior (P1), médio (P2) e final (P3) da bacia do Córrego das Amoras.

| Período                                  | Curso superior (P1) |      |         | Curso médio (P2) |       |         | Curso final (P3) |       |         |
|--|---------------------|------|---------|------------------|-------|---------|------------------|-------|---------|
|  | STD                 | STS  | Arraste | STD              | STS   | Arraste | STD              | STS   | Arraste |
| <i>Média ponderada pela vazão (mg/L)</i> |                     |      |         |                  |       |         |                  |       |         |
| <b>Estiagem</b>                          | 16,17               | 4,08 | 25,08   | 23,57            | 7,57  | 13,74   | 21,15            | 7,37  | 11,26   |
| <b>Enchente</b>                          | 13,35               | 6,09 | 31,25   | 21,84            | 9,79  | 17,62   | 17,56            | 14,02 | 18,24   |
| <b>Cheia</b>                             | 14,88               | 8,19 | 19,52   | 16,85            | 14,80 | 25,80   | 20,39            | 19,53 | 26,98   |
| <b>Total</b>                             | 14,70               | 7,09 | 23,15   | 20,73            | 10,75 | 19,11   | 19,59            | 13,96 | 19,23   |
| <i>Média aritmética (mg/L)</i>           |                     |      |         |                  |       |         |                  |       |         |
| <b>Estiagem</b>                          | 15,67               | 4,12 | 26,36   | 23,33            | 7,45  | 13,65   | 21,00            | 7,31  | 11,21   |
| <b>Enchente</b>                          | 13,67               | 6,09 | 32,43   | 22,00            | 9,78  | 17,05   | 17,67            | 13,91 | 18,11   |
| <b>Cheia</b>                             | 15,00               | 8,20 | 19,63   | 17,00            | 14,96 | 26,15   | 20,00            | 19,47 | 26,99   |
| <b>Total</b>                             | 14,78               | 6,14 | 26,14   | 20,78            | 10,73 | 18,95   | 19,56            | 13,56 | 18,77   |

As concentrações médias ponderadas de STD foram de 14,70 mg/L, 20,73 mg/L e 19,59 mg/L nos pontos P1, P2 e P3 respectivamente (Tabela 5). Nota-se que as concentrações são maiores no período de estiagem, provavelmente devido ao menor efeito de diluição neste período do ano. Diferente de STD, as concentrações de STS são maiores durante a estação chuvosa, provavelmente devido ao aumento da velocidade de escoamento superficial e erosão laminar do solo, fazendo com que a quantidade de sedimentos, médios ponderados pela vazão, aumente nos pontos P1 (8,19 mg/L), P2 (14,80 mg/L) e P3 (19,53 mg/L).

O curso superior (P1) apresenta as maiores concentrações, média ponderada pela vazão, de sólidos transportados por arraste 23,15 mg/L, corroborando com os aspectos visualizados em campo, calha do rio pequena, fechada e com declive mais acentuado onde a competência, tamanho de partícula, é maior que a capacidade ou quantidade de sedimentos transportados. No curso médio, as concentrações de arraste tendem a diminuir, média ponderada de 19,11 mg/L, a calha do rio é mais larga fazendo com que haja diminuição da competência de material transportado por arraste, fato também pode ser observado no curso final (P3), com perda de velocidade, alargamento da calha e média ponderada de 19,23 mg/L (Tabela 5).

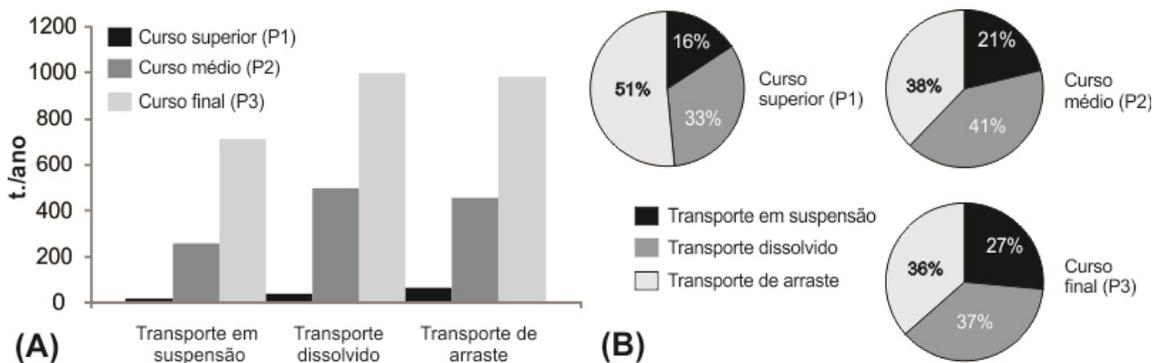
O curso médio (P2) apresenta concentrações mais elevadas no transporte de sedimentos quando comparadas ao curso superior (P1), principalmente nos períodos de enchente e cheia, onde ocorreram altos valores de carga dissolvida transportada. Estes resultados podem estar sendo afetados, muito provavelmente, pelas atividades agrícolas, solo exposto, etc, que carregam grande parte de sedimentos por erosão laminar. Por outro lado, quando somadas às concentrações de STD, STS e arraste, a capacidade ou quantidade de sedimentos transportados é maior no curso final (P3 = 52,78 mg/L), quando comparado aos demais pontos de amostragem, curso médio (P2 = 50,59 mg/L) e superior (44,94 mg/L) durante todo o período de amostragem.

Estes resultados também podem ser observados, para o cálculo do transporte anual de sedimentos na bacia do Córrego das Amoras (Tabela 6 e Figura 4). O curso superior (P1) apresenta as menores taxas ao longo de todo período analisado, o que pode estar diretamente associado ao uso do solo nessa região, pois o ponto encontra-se em uma área de menor impacto ambiental, com uma margem considerável de vegetação ciliar. Além disso, o curso possui uma calha, velocidade de escoamento superficial e vazão que reduzem a capacidade no transporte de sedimentos.

**Tabela 6.** Transporte diário (t/dia) e anual (t/ano) de sedimentos na bacia do Córrego das Amoras. P1 = curso superior, P2 = curso médio e P3 = curso final.

| Data     | Transporte em suspensão |      |         | Transporte dissolvido |      |        | Transporte de arraste |      |         | Transporte total |      |       |
|----------|-------------------------|------|---------|-----------------------|------|--------|-----------------------|------|---------|------------------|------|-------|
|          | (t/dia)                 |      |         |                       |      |        |                       |      |         |                  |      |       |
|          | P1                      | P2   | P3      | P1                    | P2   | P3     | P1                    | P2   | P3      | P1               | P2   | P3    |
| 14/07/16 | 0,01                    | 0,31 | 0,90    | 0,05                  | 1,08 | 2,46   | 0,06                  | 0,63 | 1,39    | 0,12             | 2,03 | 4,74  |
| 15/08/16 | 0,02                    | 0,50 | 0,79    | 0,08                  | 1,39 | 2,54   | 0,10                  | 0,89 | 1,27    | 0,20             | 2,77 | 4,59  |
| 19/09/16 | 0,01                    | 0,59 | 1,13    | 0,03                  | 1,89 | 3,01   | 0,10                  | 1,02 | 1,64    | 0,15             | 3,50 | 5,78  |
| 27/10/16 | 0,04                    | 0,57 | 2,25    | 0,08                  | 1,33 | 2,44   | 0,13                  | 0,59 | 2,94    | 0,24             | 2,49 | 7,63  |
| 29/11/16 | 0,04                    | 0,72 | 1,44    | 0,08                  | 1,77 | 2,07   | 0,22                  | 1,43 | 1,90    | 0,35             | 3,92 | 5,41  |
| 19/12/16 | 0,03                    | 0,80 | 2,31    | 0,07                  | 1,56 | 3,01   | 0,19                  | 1,74 | 2,96    | 0,29             | 4,10 | 8,27  |
| 21/01/17 | 0,12                    | 0,90 | 3,02    | 0,20                  | 1,10 | 3,18   | 0,26                  | 1,48 | 4,08    | 0,58             | 3,48 | 10,20 |
| 24/02/17 | 0,11                    | 0,93 | 2,48    | 0,22                  | 1,27 | 1,88   | 0,28                  | 1,61 | 3,62    | 0,61             | 3,81 | 7,97  |
| 29/03/17 | 0,14                    | 1,08 | 3,31    | 0,23                  | 0,93 | 4,15   | 0,32                  | 1,97 | 4,47    | 0,69             | 3,98 | 11,90 |
| Ponto    | Transporte em suspensão |      |         | Transporte dissolvido |      |        | Transporte de arraste |      |         | Transporte total |      |       |
|          | (t/ano)                 |      |         |                       |      |        |                       |      |         |                  |      |       |
|          | P1                      | P2   | P3      | P1                    | P2   | P3     | P1                    | P2   | P3      | P1               | P2   | P3    |
| P1       | 20,62                   |      | 42,75   |                       |      | 67,33  |                       |      | 130,70  |                  |      |       |
| P2       | 259,16                  |      | 499,75  |                       |      | 460,45 |                       |      | 1219,36 |                  |      |       |
| P3       | 714,66                  |      | 1002,88 |                       |      | 984,45 |                       |      | 2701,99 |                  |      |       |

A média anual de transporte de sedimentos em suspensão, dissolvidos e arraste no curso superior (P1) foram de 20,62 t/ano, 42,75 t/ano e 67,33 t/ano, sendo o transporte total anual de 130,70 t/ano, e/ou aproximadamente 16% de sedimentos em suspensão, 33% de carga dissolvida e 51% por arraste. O curso médio (P2) apresentou um transporte anual de sedimentos de 1219,36 t/ano, sendo aproximadamente 21% em suspensão (259,16 t/ano), 41% em carga dissolvida (499,75 t/ano) e 38% de arraste (460,45 t/ano). No curso final (P3) o transporte de sedimentos foi de aproximadamente 26% em suspensão, 37% dissolvido e 36% por arraste, isto corresponde a um total de 2701,99 t/ano de material total removido e transportado para o Reservatório Bortolan (Tabela 6 e Figura 4).



**Figura 4.** (A) Transporte anual (t/ano) de sedimentos na bacia do Córrego das Amoras. (B) Porcentagem (%) do transporte anual de sedimentos no Córrego das Amoras.

A bacia do Ribeirão Monjolo Grande com área de 28,87 Km<sup>2</sup> está localizada no município de Ipeúna, centro leste do estado de São Paulo, mais precisamente na região geomorfológica das Cuestas Basálticas, compreendendo rochas dos grupos São Bento e Passa Dois. A bacia possui uma ocupação predominantemente rural, não apresentando em toda a sua extensão quaisquer atividades urbano-industriais (SPATTI JUNIOR, 2015). O transporte total de sedimentos nesta bacia foi de 13.735 toneladas, sendo 4.193 toneladas em suspensão e 9.542 por arraste.

O Ribeirão Cachoeirinha, localizada na unidade geomorfológica da Depressão Periférica Paulista no município de Rio Claro (SP), possui uma área de 14,73 km<sup>2</sup> e um uso do solo agrícola com rochas sedimentares da Formação Rio Claro. Nesta área Couto Júnior et al., (2016) calcularam em 114,3 toneladas por ano de sedimentos dissolvidos e 169,8 toneladas por ano de sedimentos em suspensão.

No Planalto de Poços de Caldas Sardinha et al., (2018) estudaram a bacia do Córrego da Ariranha. A bacia possui uma área de 6,3 km<sup>2</sup> é formada por rochas alcalinas tinguaitos (fonólitos intrusivos) e tem como uso do solo atividades agrícolas com áreas de pastagem, reflorestamentos com o plantio de eucaliptos e matas nativas. Nesta área de estudo, os autores estimaram em 60 toneladas de sedimentos dissolvidos, e, 55 toneladas de sedimentos em suspensão transportados por ano na bacia.

Segundo Carvalho et al., (2000) a descarga em suspensão corresponde a mais de 90% da carga total de um rio. No entanto, segundo Haan et al., (1994) para bacias hidrográficas de escala regional, a produção e transporte de sedimentos dependem de fatores como a erodibilidade das litologias, topografia e uso e ocupação da terra. A bacia do Córrego das Amoras se enquadra nesta realidade, pois possui uma área de 29,11 km<sup>2</sup> e um canal principal de 9,05 km. Suas nascentes estão localizadas no Dique Anelar da Caldeira Vulcânica com uma declividade íngreme, drenando o Planalto do Maciço Alcalino Interno. Estas características regionais podem e influenciam diretamente na contribuição ou aporte de sedimentos desta importante bacia hidrográfica.

## QUESTIONAMENTOS RELACIONADOS AO ESTUDO DE EVENTOS QUE CONTRIBUEM PARA O TRANSPORTE DE SEDIMENTOS NO CÓRREGO DAS AMORAS

A avaliação do transporte de sedimentos permitiu quantificar a intensidade deste fenômeno e suas implicações nas águas superficiais da bacia hidrográfica do Córrego das Amoras, a fim de contribuir com um material de apoio para estudos de erosão e assoreamento nessa região. Em relação aos questionamentos levantados:

– Há influência da precipitação no transporte de sedimentos?

A precipitação influenciou diretamente a taxa de transporte de sedimentos durante o período monitorado. Os pontos apresentaram diferenças marcantes no transporte de sedimentos e nos aspectos físicos das calhas fluviais, ou seja, a precipitação aumentou a taxa de transporte bem como as características do leito, como largura, profundidade e velocidade das águas. O valor mais baixo de transporte diário de sedimentos foi de 0,1 t/dia com 0,0 mm de precipitação no período de estiagem, e, o maior de 11,9 t/dia com 212,4 mm de precipitação durante o período de cheia.

– Há influência da precipitação na alteração das concentrações dos parâmetros físico-químicos analisados?

Há uma influência moderada da precipitação sobre os parâmetros físico-químicos analisados durante o período monitorado, principalmente oxigênio dissolvido e potencial de oxirredução, que em eventos chuvosos alteraram suas concentrações. Quanto aos demais parâmetros, a composição das águas superficiais em eventos de pluviosidade foi pouco modificada.

– Quais são as principais características observadas de cada ponto monitorado em relação ao transporte de sedimentos?

Cada ponto monitorado apresentou diferenças marcantes em relação ao transporte de sedimentos. O curso superior (P1) apresentou baixos valores de transporte quando comparado aos cursos médio e final, porém sua taxa de transporte por arraste no fundo do leito foi consideravelmente alta. Os cursos médios (P2) e final (P3) apresentaram grande representatividade na produção de sedimentos, com destaque para o transporte da carga dissolvida, sendo que, o curso final contribuiu com o dobro da produção de sedimentos quando comparado ao curso médio.

– Quais são as principais características observadas de cada ponto monitorado em relação aos parâmetros físico-químicos?

Os parâmetros físico-químicos analisados não tiveram grandes variações em relação aos pontos monitorados. O caso observado mais relevante foi no curso superior, com alto potencial de oxirredução e baixa turbidez das águas, indicando que as águas mais próximas à nascente possuem menor quantidade de material em suspensão.

– Qual é a estimativa da contribuição da bacia hidrográfica do Córrego das Amoras no transporte de sedimentos ao reservatório Bortolan?

A estimativa da contribuição desta sub-bacia hidrográfica no transporte de sedimentos ao reservatório Bortolan foi de aproximadamente 2700 t/ano, sendo que a maior porcentagem (37%) representa o transporte de carga dissolvida, indicando um processo constante de denudação química das rochas que afloram nesta região. Além disso, o transporte da carga dissolvida, indiretamente, demonstra contribuição de elementos químicos nas águas superficiais, provavelmente por contribuição natural, intemperismo químico, e/ou antrópico como resíduos de construção civil, efluentes industriais, defensivos agrícolas, etc.

## REFERÊNCIAS

- BERG, E.V.D.; SANTOS, M. Estrutura do componente arbóreo de uma floresta de galeria aluvial em Poços de Caldas, MG. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, p. 150–152, 2007.
- CARNEIRO, C.D.R.; GONÇALVES, P.W., LOPES, O.R. O Ciclo das Rochas na Natureza. **Terrae Didactica**, v. 5, n. 1, p. 50-62, 2009.
- CARVALHO, N.O; FILIZOLA JUNIOR, N.P; SANTOS, P.M.C; LIMA, J.E.F.W. **Guia de avaliação de assoreamento de reservatórios**. Brasília: ANEEL, 140p., 2000.
- CHRISTOFOLETTI, A. Características fisiográficas do Planalto de Poços de Caldas (MG – Brasil). **Geomorfologia**, São Paulo, n. 32., p. 1-22, 1972
- CODEMIG. Companhia de Desenvolvimento Econômico de Minas Gerais. **Projeto Fronteiras de Minas Gerais – Folha Caldas/Poços de Caldas**. 2015, 86p.
- COLBY, B.R. Relationship of unmeasured sediment discharge to mean velocity. Transactions, **American Geophysical Union**, v. 38, n. 5, p.708-719, 1957.
- COSTA, M.D.; PEREIRA, J.A.A.; FONTES, M.A.L.; MELO, P.H.A.; PÍFANO, D.S.; PELLICCIOTTI, A.S.; POMPEU, P.V.; SILVA, R.A. Estrutura e diversidade da comunidade arbórea de uma Floresta Super Montana, no Planalto de Poços de Caldas (MG). **Ciência Florestal**, v. 21, n. 4, p. 711–725, 2011.
- COUTO JUNIOR, A.P.; CONCEIÇÃO, F.T.; FERNANDES, A.M.; LUPINACCI, C.M.; SPATTI JÚNIOR, E.P. Geoquímica fluvial aplicada à avaliação das taxas de intemperismo químico e remoção de solo da Formação Rio Claro. **Revista Brasileira de Geomorfologia**, v. 17, nº 3, p.451-464, 2016.
- CPRM. Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. **Projeto Sapucaí: relatório final**. Escala 1:250.000. Editora do Departamento Nacional de Produção Mineral, São Paulo, 5 volumes, 1979, 289 p.
- DORFMAN, R. Papel do estado na gestão dos recursos hídricos. **Revista de Administração Pública**, v. 27, n. 2, p. 19–27, 1993.
- ELLERT, R. Contribuição à geologia do Maciço Alcalino de Poços de Caldas. **Boletim da Faculdade de Filosofia Ciências e Letras da Universidade de São Paulo**, 237(18), p. 5-63, 1959.
- GOOGLE EARTH PRO. Imagens de satélite. Recuperado em 16 de julho de 2018, de <https://earth.google.com/>
- GUSTAVO, H.; JEAN, P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**, v. 3, n. 4 p. 33-38, 2002.
- HAAN, C.T., BARFIELD, B.J; HAYES, J.C. **Design hydrology and sedimentology for small catchments**. Academic Press – USA, 588p., 1994.
- IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Superintendência de Cartografia, Carta em escala 1:50.000. Poços de Caldas, **Folha SP-23-V-C-VI-4**. IBGE, 1972.
- INDÚSTRIAS NUCLEARES DO BRASIL (INB). **Programa de Recuperação de Áreas Degradadas (PRAD). UTM – Caldas, Minas Gerais**. Nº Projeto 099-515-3023. Elaboração R.L. Mapa Geológico Regional (2), 2011.
- KOPPEN, W. **Climatologia**, México: Fondo de Cultura Económica, 478p, 1948.

- MEADE, R.H.; NORDIN JR, C.F.; CURTIS, W.F.; RODRIGUES, F.M.C.; do VALE, C.M.; EDMOND, J.M. Transporte de sedimentos no Rio Amazonas. **Acta Amazonica**, v. 9, n. 3, p. 529-547, 1979.
- MORAES, F.T.; JIMÉNEZ-RUEDA, J.R. Fisiografia da região do planalto de Poços de Caldas, MG/SP. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 38, n.1, p. 196-208, 2008.
- PAIVA, E.M.C.D.; PAIVA, J.B.D. Métodos de Cálculo do Transporte de Sedimentos em Rios In: **Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas**. Santa Maria: ABRH, Cap 12, p.313 – 394, 2001.
- PEREIRA, D.; SIEGLE, E.; MIRANDA, L. B. DE. Hidrodinâmica e Transporte de Material Particulado Em Suspensão Sazonal Em Um Estuário Dominado Por Maré: Estuário De Caravelas (Ba). **Revista Brasileira de Geofísica**, v. 28, n. 3, p. 427-444, 2010.
- PMPC. Prefeitura Municipal de Poços de Caldas. **Revisão do Plano Diretor**. Poços de Caldas: Secretaria de Planejamento e Coordenação, 178 p, 2006.
- SARDINHA, D.S.; GODOY, L.H.; CONCEIÇÃO, F.T.; SPATTI JÚNIOR, E.P; FERNANDES, A.M.; VICTAL. F.A.C.A.; COSTA. D.A.T. Geoquímica fluvial e balanço de denudação em Tinguaitos de Poços de Caldas, Minas Gerais. **Revista Geologia USP: Série Científica**, São Paulo, v. 18, n. 1, p. 25-272, 2018.
- SOUZA, A.D.G.; SOUZA, A.H. A influência da área urbana sobre a qualidade da água na bacia hidrográfica do Ribeirão dos Poços (Poços de Caldas, MG). **Holos Environment**, v. 15, n. 2, p. 139-151, 2015.
- SPATTI JUNIOR, E.P. Avaliação ambiental, caracterização da qualidade de água e transporte de sedimentos da bacia hidrográfica do Ribeirão Monjolo Grande (SP). Dissertação de Mestrado apresentada ao Instituto de Geociências e Ciências Exatas do Campus de Rio Claro. Rio Claro, 2015, 90p.
- STANDARD METHODS. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20° ed., American Public Health Association, Washington, 663p, 1999.
- STRAHLER, A. N. Hypsometric (area-altitude) – analysis of erosion al topography. **Geological Society of America Bulletin**, v.63, n.10, p.1117-1142, 1952.
- ZAINE, J.E.; CERRI, L.E.S.; MANZANO, J.C.; POYAY, W.R.H.; HIRATA, M.T.; SANTANA, G.C.P.; TINÓS, T.M. **Estudo de caracterização geológico geotécnica aplicado ao planejamento rural e urbano do município de Poços de Caldas, MG**. Rio Claro, SP: Fundação de Apoio à Pesquisa, Ensino e Extensão – FUNEP, 78 p., 2008.

---

# VAZÕES REMANESCENTES EM RIOS: EVOLUÇÃO METODOLÓGICA E LINHA DO TEMPO NO RIO GRANDE DO SUL (RS)

Rafael Cabral Cruz; Maria Luiza Porto & Geraldo Lopes da Silveira

## INTRODUÇÃO

As vazões remanescentes de rios constituem-se dos fluxos correntes nos canais fluviais dos quais estão suprimidos volumes captados ou retidos para os diferentes usos da água, tais como para irrigação, abastecimento urbano, uso industrial e geração de energia elétrica, entre outros. Além disso, segundo Cruz et al. (2010), as vazões remanescentes no rio devem incluir a pulsação de interesse ecológico e a necessidade de manutenção de uma vazão de base ou mínima que atenda o padrão de qualidade do rio atribuído ao trecho. Esta parcela da água remanescente destinada para fins ecológicos é um fator limitante ao processo legal de outorga de uso da água e do licenciamento de empreendimentos na bacia, o que exige respostas cada vez mais rápidas dos técnicos alocados nos órgãos/instituições ambientais.

As outorgas são, conforme a Lei 9433 de 1997, o instrumento legal que podem autorizar a retirada de volumes significativos do fluxo natural dos rios para a irrigação, bem como para o uso industrial e abastecimento às populações. Outro uso significativo ocorre para a geração de energia elétrica. Embora não suprimam volumes do fluxo natural dos rios, alteram sua ocorrência, pela retenção da água nas barragens, em função da demanda pela produção hidrelétrica.

Somam-se a isto, as urgentes demandas por geração de energia durante a última década, que entre outras razões, são fruto da flexibilização das normas do setor elétrico para licenciamento de empreendimentos do setor energético. Esta, por sua vez, foi consequência da crise de fornecimento de energia, que resultou no racionamento ocorrido entre os anos de 2001-2002. A abertura para a iniciativa privada tem pressionado o sistema de licenciamento ambiental, exigindo crescente rapidez de resposta de órgãos e instituições ambientais competentes.

Por outro lado, antagonizando esta agilidade, Schwarzbald et al. (2000, p.59), diz que: “Os rios podem ser vistos como artérias dos ecossistemas que compõem a sua bacia de drenagem. Conseqüentemente, nos tempos atuais, as decisões para a administração e o manejo de rios são dependentes das complexas interações entre os históricos processos naturais de um lado, e os usos do solo, os efeitos da expansão industrial, do crescimento e consumo das populações humanas, da carga de materiais e das modificações no seu curso, que alteram as características

do escoamento, a qualidade da água, a distribuição dos sedimentos e a vida aquática, de outro lado.”(SCHWARZBOLD, 2000, p.59).

De modo geral, no Brasil, a legislação prevê a existência da vazão de proteção ambiental, considerada indisponível, juntamente com a vazão necessária para o abastecimento das populações humanas (SILVEIRA et al., 1993, 1995, 1998a, 1998b). No entanto, aquela é entendida como uma vazão mínima, um valor invariável, estimado a partir das séries de vazões, como um percentual da  $Q_{7,10}$ , ou da vazão mínima mensal (SARMENTO e PELISSARI, 1999). Este ponto de vista tem sido discutido em várias outras obras que revisaram o tema, como Lanna e Benetti (2000) e Cruz (2001). Após este período, os conceitos ecológicos, na busca pela sustentação do ambiente, passaram a aflorar não só em nível acadêmico, mas institucional, sendo requeridos nos processos de licenciamento ambiental, principalmente de barragens.

Cruz (2000, p.1-2) define vazão de proteção ambiental, com base em revisão de conceitos anteriores e aplicação de conceitos ecológicos, como: “... a vazão necessária para que sejam preservadas as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantém o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores” (CRUZ, 2000, p.1-2).

Esta abordagem encontra-se na sequência lógica de outros estudos destinados à avaliação de disponibilidade hídrica em bacias sem dados (SILVEIRA, 1997; CRUZ, 2001), nos quais a abordagem é apresentar soluções viáveis para aplicação imediata na gestão de recursos hídricos, em regiões carentes de dados.

Neste contexto, considerando a complexidade ambiental envolvida e a alta demanda por geração de energia, que pressionam o sistema de licenciamento de forma crescente, é fundamental que o órgão ambiental implemente procedimentos padronizados. Estes devem atender à necessidade de avaliações de impactos de barramentos, com ênfase naqueles voltados à produção de energia elétrica. Tais procedimentos devem, também, tornar mais transparente o processo de licenciamento, em suas diversas fases, para os empreendedores e gerar ganhos sociais significativos (menor tempo de análise dos processos).

Neste capítulo procura-se contar um pouco da evolução dos métodos de prescrição de vazão remanescente nos rios.

## UMA BREVE HISTÓRIA DA ECOLOGIA DE RIOS

O desenvolvimento de metodologias que permitam definir condições de uso das águas, inseridas dentro de um quadro de sustentabilidade ambiental, e que sejam viáveis de serem aplicadas perante a carência ou ausência de dados prévios, é fundamental para a avaliação

sustentável. Torna-se necessário devido a dinâmica de construção dos sistemas de gestão dos recursos hídricos e à busca por estabelecer critérios para definição das vazões passíveis de outorga de direitos de uso das águas, entre elas, a vazão de proteção ambiental.

Cruz (2005) revisou o estado da arte da ecologia de rios no contexto da definição de vazão ecológica. O autor, no Resumo Executivo da tese, sintetiza quatro problemas que permitiram a construção do quadro conceitual que levou a metodologia.

O primeiro estava relacionado à definição de vazão ecológica e sua contextualização, em relação à evolução dos conhecimentos sobre ecologia de sistemas fluviais.

O segundo trazia o que é significativo no regime de pulsos de inundação. Esta questão partiu de uma hipótese central, de que os componentes periódicos do hidrograma – cheias e secas – estão relacionados com processos de adaptação dos organismos, e os componentes aleatórios, com processos de sucessão das comunidades ribeirinhas. Em outras palavras, o rio tem “vida”, e a mesma deveria ser mantida após alteração ou supressão de fluxos naturais dos rios por algum empreendimento.

O terceiro foi: existiam ferramentas metodológicas para particionar o hidrograma nos seus componentes periódicos (portanto previsíveis) e aleatórios? Ou seja, que permitam dizer quanto do regime de pulsos de um rio pode ser previsto e quanto não. Esta pergunta remeteu ao desenvolvimento de um instrumento para esta decomposição, o FFTSINT (CRUZ et al., 2015).

O quarto estava vinculado à possibilidade de se utilizar informações relativas aos processos de adaptação dos organismos (relacionados a seus caracteres funcionais) e de sucessão da vegetação (relacionadas com a distribuição dos tipos de cobertura vegetal ao longo da planície de inundação). Tais informações fundamentariam a prescrição de um regime de vazão ecológica, baseada em propriedades emergentes do sistema fluvial (CRUZ, 2005).

A análise histórica demonstra que no início do presente milênio, além de preocupações do meio acadêmico, acrescentaram-se as de órgãos gestores em nível estadual e nacional, como o IBAMA, o que gerou muitas controvérsias, principalmente em função dos processos de Licenciamento Ambiental de grandes barramentos. Este início de novo milênio configura-se como uma fase de transição entre dois paradigmas, consolidados em várias proposições metodológicas para prescrição de regimes de vazões ecológicas. Anteriormente, predominava a preocupação de manter vazões sanitárias, que garantissem o padrão de qualidade das águas e o volume para outros usos exercidos a jusante de qualquer intervenção no rio. Este seria o enfoque meramente hidrológico de manutenção dos fluxos em seus aspectos de qualidade e quantidade (CRUZ, 2005).

Posteriormente, começaram a vir à tona aspectos ecológicos que devem ser considerados nos processos de Licenciamento Ambiental.

Segundo Cruz (2005), o primeiro paradigma origina-se nos estudos ecológicos, que se consolidaram na esteira da biologia pesqueira, ramo aplicado da ecologia de populações, tendo a teoria do nicho ecológico como núcleo fundamental. Em termos de movimento ambiental, essa fase coincide com a fase conservacionista, preocupada com a criação de áreas de conservação e

com o salvamento de espécies ameaçadas de extinção. As escolas fundadas sobre esse paradigma se instalaram e dominaram toda a primeira metade do século XX.

No início da década de 1950, com uma clara inflexão exponencial no crescimento do número de barragens construídas no planeta, iniciam-se os estudos destinados a proteger espécies de peixes, em especial salmonídeos, ameaçadas pelas barragens no oeste dos Estados Unidos da América. O conflito estabelecido colocou frente à frente biólogos pesqueiros e engenheiros operadores de barragens, “hidrologia x ecologia”. Esse conflito levou aos primeiros métodos de prescrição no final do milênio passado: os métodos hidráulicos, hidrológicos e de disponibilidades de habitats para espécies-alvo, normalmente salmonídeos de interesse pesqueiro (THARME, 1996; GILLILAN e BROWN, 1997; POSTEL e RICHTER, 2003, CRUZ, 2005). De acordo com Cruz (2005, p. XVI): “Pode-se dizer que grande parte dos métodos desenvolvidos hidrológicamente, e posteriormente aperfeiçoados, estão amarrados paradigmaticamente com a visão dos rios praticada no início da década de 50, centrada na visão utilitária do rio e com a separação sociedade-natureza” (CRUZ, 2005, p. XVI).

Aí se enquadram grande parte dos métodos classificados por Tharme (2003) como hidrológicos (p.e. o método de Montana, TENNANT, 1976; determinação dos requerimentos de vazões ambientais em nível de escritório, HUGHES et al., 2014), hidráulicos (p.e. o método do perímetro molhado, GIPPEL; STEWARDSON, 1998) e de simulação de habitats (STALNAKER et al., 1995; GUÉNARD et al., 2020). Esta última escola encontraria o seu ápice nos modelos de simulação de habitats baseados no uso de redes neurais artificiais (*Deep learning habitat modeling*, GUÉNARD et al., 2020).

No ambiente acadêmico, as bases para estabelecimento de um rompimento paradigmático com estas escolas somente surgem em 1941. Neste ano, Lindeman (apud LINDEMAN, 1942) estabeleceu as relações tróficas que unem biocenose e biótopo, fornecendo o quadro real do ecossistema (CRUZ, 2005): “No entanto, as escolas anteriores, mesmo que procurassem se adaptar aos conceitos do novo paradigma, não alteravam a lógica de desenvolvimento dos trabalhos anteriormente estabelecidos e sustentados por um quadro de relações institucionais e normativas nascidas na esteira do conservacionismo. Isto explica a continuada proposição de metodologias baseadas nesse paradigma, mesmo após o estabelecimento das bases para um novo paradigma ecossistêmico de prescrição de vazões ecológicas” (CRUZ, 2005, p. XVII).

De acordo com Cruz (2005) passou-se algum tempo entre a fundação da ecologia de ecossistemas por Lindeman (1942) e o surgimento da primeira teoria ecossistêmica de rios (FITKAU, 1976, apud SCHÄFER, 1984). “Parte deste processo deve-se ao fato de que os estudos ecossistêmicos eram centrados em áreas homogêneas, como florestas e lagos, onde a partição das funções de produção, consumo e decomposição estavam orientadas segundo um eixo vertical. No entanto, rios não seguem esta regra. São sistemas de fluxo. A percepção dos rios como heterogêneos no sentido longitudinal somente veio na década de 1960, com os trabalhos de Illies (1961, apud JUNK & WANTZEN, 2004). A visão de que a zonação longitudinal dos

rios correspondia a um deslocamento horizontal das funções ecossistêmicas aparece com Fitkau (1976, apud SCHÄFER, 1984)” (CRUZ, 2005, p. XVII).

Na época, alguns eventos globais e científicos ajudaram nesta transição paradigmática. A Guerra Fria, a Conferência de Estocolmo, entre outros, no contexto mundial (McCORMICK, 1992; DIAS, 2000), e o nascimento da ecologia da paisagem (FORMAN ; GODRON, 1986; NAVEH et al, 2001; BUREL; BAUDRY, 2002), no meio científico, com o reconhecimento formal da importância da heterogeneidade espacial e temporal, surgiram nesse período, estabelecendo as bases para a gradativa incorporação da noção de totalidade em meios heterogêneos e o rompimento da visão dualista da relação sociedade-natureza, com o desenvolvimento do conceito de ecossistema total humano.

Esses fatos somados criaram o caldo de cultura para o surgimento da primeira teoria ecológica de rios, que tenta integrar as diversas escalas de análise dos rios: o conceito do Rio Contínuo (VAN-NOTE et al., 1980). Este prevê um ajuste gradual dos seres vivos e dos processos ecossistêmicos, de acordo com a perspectiva de mudanças graduais nas propriedades hidrológicas e geomorfológicas.

Esse período, do início de década de 1970 até o surgimento do conceito do rio contínuo, teoricamente, marca a transição dos estudos ecológicos de sistemas homogêneos para o estudo de sistemas heterogêneos, com ênfase no surgimento da ecologia de paisagem. A partir daí, se estabelece a base necessária para o desenvolvimento de uma verdadeira ecologia de rios. No entanto, foi somente no início dos anos 90, após o reconhecimento da heterogeneidade espacial dos rios (VANNOTE et al., 1980) e da heterogeneidade temporal (flood pulse concept, JUNK et al., 1989; função FITRAS, NEIFF, 1990), que surgem os primeiros métodos holísticos.

Os anos 90 apresentam, portanto, uma demarcação clara entre as metodologias centradas no paradigma conservacionista da década de 1950, centrado na otimização de alguns objetivos de conservação, baseados nas demandas pontuais de setores em conflito e o paradigma da complexidade, da interdependência entre sociedade e meio ambiente, representada no paradigma da manutenção do regime de vazão natural dos rios. Esse paradigma, que foi inicialmente formulado por Arthington e colegas em 1992 (ARTHINGTON et al., 1992), foi formalmente enunciado por Poff et al. (1997). Nesse período, também houve a contribuição de Bretschko (1995), que propõe a incorporação da dinâmica de manchas, oriunda da Ecologia da Paisagem, para uma atualização da hipótese do rio contínuo. Os padrões associados ao estresse hidráulico e seus efeitos no tempo de existência das manchas incorporariam, assim, uma estrutura explicativa para a heterogeneidade de habitats nos rios. Ou seja, o rio se comportaria como um contínuo na escala do rio inteiro e como um descontínuo na escala de cada trecho (CRUZ, 2005).

O reconhecimento dessa heterogeneidade tem levado ao desenvolvimento da “hipótese da dinâmica de rede” por Benda et al. (2004). Esta hipótese leva à proposição de “previsões, que podem ser testadas, sobre como os arranjos de tributários em uma rede de drenagem interagem com processos estocásticos da bacia hidrográfica para influenciar os padrões espaço-temporais da heterogeneidade dos habitats” (BENDA et al., 2004, p.414).

A não linearidade presente em sistemas em rede, uma vez incorporada no modelo conceitual dos rios, leva a uma crítica do modelo do rio contínuo (STATZNER; HIGLER, 1985; BENDA et al, 2004). Os efeitos de confluência, somados aos efeitos de mudanças fisionômicas, de uso e cobertura da terra, que determinam energias de relevo diferenciadas, bem como suscetibilidade à erosão variável no tempo e no espaço, permitem uma modelagem conceitual mais consistente para explicar a heterogeneidade presente na natureza.

Cruz (2005) propõe que os modelos e teorias não surgiram nos mesmos momentos históricos. “Representam respostas da comunidade técnico-científica para demandas da sociedade, bem estabelecidas no tempo, refletindo objetivos de manejo construídos sobre modelos conceituais de rios dominantes, no tempo em que cada escola se constituiu. Esse aspecto, da dependência às condições iniciais que cada escola apresenta, permite explicar como existem escolas que seguem investindo no aperfeiçoamento de modelos cada vez mais elegantes formalmente, mas que guardam descompasso com os avanços da teoria ecológica dos rios” (CRUZ, 2005, p. 22).

A combinação da dependência das condições iniciais das escolas (KUHN, 2006), com uma forte pressão dos tomadores de decisões, para que os modelos se apresentem de forma quantitativa, a fim de reduzir o grau de incerteza no processo de tomada de decisão, tende a retroalimentar e favorecer o estabelecimento de um viés hidrológico para a definição de vazões remanescentes. São utilizados poucos parâmetros, sejam hidrológicos ou centrados no hábitat potencial de umas poucas espécies, como o IFIM. Este viés acontece dada a insegurança de cientistas, técnicos e tomadores de decisão para incorporar a incerteza como algo constitutivo do conhecimento, algo que pode ser reduzido, manejado, mas não eliminado (MORIN, 1977).

Toda esta evolução de conceitos de ecossistemas e de rios, historicamente relacionada com o rompimento da visão dualista entre sociedade e natureza (NAVEH et al., 2001; MORAN, 2010), e com o paradigma da complexidade (MORIN, 1977; PRIGOGINE, 1996), reflete-se, portanto, em uma evolução paralela na definição e na proposição de metodologias para prescrição de vazões remanescentes.

Nesse ponto, a história apresenta a sobreposição entre o novo e o velho. Por um lado, as velhas abordagens, legitimadas em práticas, rotinas de licenciamento e nas legislações, tentam se reformar (p.e. GUÉNARD et al., 2020), buscando atender parte das críticas efetuadas pelos ecólogos (NEIFF, 1990; ARTHINGTON et al., 1992; BRETSCSKO, 1995; POFF et al., 1997; POSTEL; RICHTER, 2003; BENDA et al., 2004; CRUZ, 2005). Por outro lado, os ecólogos são desafiados a proporem metodologias de prescrição de vazões remanescentes de acordo com o paradigma do regime natural de vazões (POFF et al., 1997; KING et al, 2003; KING et al, 2008; POFF et al., 2010). Nesse primeiro momento, as práticas antigas com viés hidrológico ainda possuem credibilidade institucional e, por vários motivos, continuam sendo aplicadas. As novas abordagens, entretanto, estão nos seus passos iniciais, o que levará, com certeza, a uma grande proliferação de metodologias, as quais serão, posteriormente, selecionadas pela prática (KUHN, 2006).

## LINHA DO TEMPO NO RIO GRANDE DO SUL (RS)

Cada região do mundo tem suas características ambientais, institucionais, de evolução acadêmica e de gestão propriamente dita, customizada a sua realidade, mas com princípios que podem servir de referência geral. No caso, alude-se a realidade do estado do Rio Grande do Sul, precursor em evoluções metodológicas vinculadas a uma realidade brasileira, país de dimensões continentais e diminuto monitoramento, seja hidrológico ou ecológico.

Segundo Cruz (2005, p. 39), "a história do problema das vazões remanescentes no estado do Rio Grande do Sul deve ser olhada sob dois aspectos: a história dos conflitos de uso que deram origem à legislação estadual de recursos hídricos e das escolas que deram origem às linhas de pesquisa relacionadas ao tema".

No Rio Grande do Sul, nas décadas de 50 e 60, o discurso de proteção da natureza do pioneiro Henrique Luís Roessler (ROESSLER, 1986) aparecia como uma tradução do paradigma dominante no movimento ambientalista do primeiro mundo. Em suas crônicas, denunciava a degradação ambiental, culpava o progresso pela destruição do meio ambiente e claramente colocava em oposição o ser humano e a natureza.

Em abril de 1971 é criada a AGAPAN – Associação Gaúcha de Proteção ao Ambiente Natural (<http://www.agirazul.com.br/agapan/index.html>), em período histórico dominado pelo debate sobre os modelos que previam os limites do crescimento e preparação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em julho de 1972 (McCORMICK, 1992).

O ano de 1972 é um ano marcante no Rio Grande do Sul. No mesmo ano do lançamento do livro do Clube de Roma "Os limites do crescimento" e da Conferência de Estocolmo é criado o Curso de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (DIAS, 2000). Curso este que teria papel importante na formação de pesquisadores alinhados com as novas tendências da ecologia mundial, em especial através de convênio com instituições alemãs.

Pressionado por duas frentes, uma externa, mais eficaz, relacionada com as diretrizes dos órgãos financiadores internacionais, e outra interna, com a pressão do ambientalismo ecológico, pouco eficaz em termos de movimento de massas, mas com importante papel de retroalimentação das pressões externas, o governo brasileiro sancionou em 1981 a Lei no 6938 (BRASIL, 1981), que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.

Em 1987 foi realizado o "SOS Sinos" (HAUSEN, 1989), evento que culmina em um amplo processo de mobilização de ecologistas, que resultou na criação do Comitesinos em 1988 (CÁNEPA et al., 2001; KAYSER, 2005).

Dois anos após, é realizado um seminário similar sobre gerenciamento da bacia do rio Gravataí (HAUSEN et al., 1989). Esse evento resultou na proposição de criação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, o qual acabou acontecendo através de decreto do Governo do Estado no início de 1989 (CÁNEPA et al., 2001).

Em função da existência de conflitos entre abastecimento de água e a demanda de água para irrigação da cultura orizícola, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, contratou a Fundação de Apoio à Tecnologia e Ciência, no ano de 1992, para uma avaliação das disponibilidades hídricas para gerenciamento dos recursos hídricos (SILVEIRA et al., 1992; SILVEIRA et al., 1993). Neste projeto procurou-se analisar as implicações ecológicas relativas ao gerenciamento de recursos hídricos em bacia hidrográfica, demonstrando a interligação entre a história de ocupação e a degradação do rio. Fruto da necessidade de ser definida a vazão de proteção ambiental para a modelagem hidrológica da disponibilidade hídrica, o grupo, mesmo aplicando a  $Q_{7,10}$ , critica a aplicação de tal método, afirmando que este não tem nenhum significado ecológico, recomendando a realização de estudos ecológicos para sua determinação.

Observa-se que esta crítica, desenvolvida em 1992 e 1993, ocorre paralelamente com a discussão efetuada por Arthington et al. (1992.), incorporando uma crítica ecológica às metodologias baseadas em simplificações hidrológicas ou hidráulicas.

O seminário de apresentação dos resultados do projeto (SILVEIRA et al., 1993), levou à constituição do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, o qual acabou sendo instalado em 1994 (SILVEIRA et al., 1998), mesmo ano da aprovação da Lei 10.350/94, que regulamenta o Sistema Estadual de Recursos Hídricos (RIO GRANDE DO SUL, 1994). Nesta lei, entre os instrumentos de gestão, encontra-se definida a outorga de direito de uso da água, assim como é definida a necessidade de reserva de água para o abastecimento público e para a preservação ambiental.

Cruz (1995, p.100) reafirma a crítica ecológica às abordagens consagradas pelo uso no Rio Grande do Sul, questionando: “a validade do tratamento do conceito de vazão mínima de proteção ambiental a partir de abordagens tipo  $Q_{7,10}$ . Existe uma relação entre a complexidade das vazões e a memória informativa dos ecossistemas à jusante, que condiciona o devir da sucessão, afetando, assim, a capacidade de auto-organização dos sistemas ribeirinhos e de áreas úmidas, para os quais estas vazões são uma das principais funções de força do sistema” (CRUZ, 1995, p.100).

A abordagem ecológica do autor incorporou a noção de auto-organização dos ecossistemas, o papel do regime de perturbações, no caso do regime hidrológico, na estruturação dos sistemas ribeirinhos e a conexão entre a complexidade da paisagem e a complexidade do regime hidrológico. A ligação sistêmica entre as pequenas bacias de cabeceiras, enquanto geradoras de um regime de perturbações para os trechos à jusante, manifestava a tendência que foi sintetizada no mesmo ano por Bretschko (1995).

Na mesma época, o Instituto de Pesquisas Hidráulicas, em 1996, finaliza um estudo da relação entre o hidroperíodo e o comportamento biológico do Banhado do Taim (MOTTA-MARQUES & IRGANG, 1996; MOTTA-MARQUES, IRGANG & GIOVANNINI, 1997).

Continuando na cronologia dos fatos, em 21 de novembro de 1996 é publicado o Decreto Estadual nº 37.033, que regulamenta o instrumento de outorga (RIO GRANDE DO SUL, 1996). Em resumo, o equacionamento proposto para a vazão outorgável pode ser expresso da seguinte forma:

$VO = VR - \text{vazão para abastecimento público} - \text{vazão de proteção ambiental}$

Onde: VO é a vazão outorgável, VR é a vazão de referência, obtida a partir da curva de permanência e o percentil adotado dependente do risco assumido ( $Q_{90\%}$ ,  $Q_{95\%}$ ,  $Q_{75\%}$ , etc.).

Observe-se que a regulamentação da outorga mantém a legislação atrelada ao paradigma utilitarista e conservacionista da década de 50, determinando que a Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) deva equacionar o problema da vazão remanescente, ou ecológica, como um valor mínimo, desconsiderando os avanços da ecologia de rios. Nesse tempo histórico, a nível internacional, a heterogeneidade espacial e temporal dos rios já era considerada nas proposições de métodos holísticos de avaliação de vazões remanescentes, assim como já havia estudos locais criticando severamente estas abordagens com base na teoria ecológica (SILVEIRA et al., 1993; CRUZ, 1995).

A colaboração científica Corrientes-Porto Alegre, consolidada a partir de 1997 (a Fundação Zoobotânica trouxe a Porto Alegre o Dr. Juan José Neiff, para ministrar um curso sobre ecologia de áreas úmidas), manifesta-se nas teses de doutoramento de Oliveira (1998) e de Irgang (1999) e na proposta de tese de doutorado elaborada por Cruz (2000). Também em 1997 ocorre a defesa da tese de doutoramento de Silveira (1997), que coordenou o Projeto Rio Santa Maria (SILVEIRA et al., 1993). Neste estudo o autor desenvolve metodologia para ajuste de curvas de permanência obtidas com base em métodos de regionalização hidrológica para pequenas bacias hidrográficas. O autor também realçou que a quantificação das vazões tinha importância ambiental, chamando atenção para o fato de que a outorga do uso da água tinha relação com as limitações ambientais.

Considerando a dificuldade de reconstruir as vazões naturais em bacias hidrográficas com grande impacto de usos consuntivos, como a bacia do rio Santa Maria, Silveira et al. (1998) propuseram a abordagem chamada marco zero. Nela, parte-se da premissa de que os usos atuais da bacia estão já incorporados no hidrograma. Esta abordagem seria implementada na avaliação das disponibilidades hídricas quali-quantitativas da bacia do Baixo Jacuí (CRH, 1999).

No mesmo ano em que Cruz (2000) propôs o conceito de vazão de proteção ambiental, Lanna e Benetti (2000), em trabalho de consultoria para a FEPAM, órgão responsável pela definição da vazão ecológica no Rio Grande do Sul, elaboram estudo referente ao “Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica no Rio Grande do Sul”. O relatório é dividido em duas partes. Na primeira, os autores fazem a revisão do estado-da-arte. Na segunda, apresentam as propostas. Os autores não tiveram acesso à revisão de Tharme (1996), a mais completa até então efetuada, assim como não apresentam referência a trabalhos ecológicos com a incorporação da heterogeneidade espacial e temporal de rios (p.e., NEIFF, 1990; BRETSCSKO, 1995; POFF et al., 1997). Esta carência resulta em uma avaliação restrita das funções das vazões dos rios, resumindo-se a uma descrição dos fatores físicos importantes para organismos aquáticos (corrente, substrato, temperatura e oxigênio).

A ausência da abordagem ecológica não permitiu, também, a percepção do grande salto paradigmático existente entre os métodos hidrológicos, hidráulicos e de simulação de habitats em

relação aos métodos holísticos, colocando IFIM e o Método de Construção com Blocos – Building Block Methodology (BBM) como alternativas de igual importância, para avaliação em médio e longo prazo pelo órgão ambiental. Como analisado anteriormente, o IFIM é o ápice do desenvolvimento do paradigma utilitarista dos biólogos pesqueiros do final da primeira metade do século XX. Já o método de construção com blocos (BBM) é o primeiro esforço de construção de uma metodologia holística, apresentando potencial para grande aperfeiçoamento e desenvolvimento.

Na continuidade do problema da adaptação de métodos para bacias com carências de dados, e tendo acesso aos estudos efetuados no resto do mundo, Cruz (2001) faz uma avaliação conceitual e técnica da avaliação de disponibilidades hídricas para outorga, incluindo uma análise dos aspectos referentes à proteção ambiental, apresentando pequena revisão das metodologias propostas a nível mundial, incluindo referência ao conceito de pulso de vazões, regime de flutuação natural dos rios e aos métodos holísticos, citando as revisões de Tharme (1996), Sarmiento e Pelissari (1999) e Lanna e Benetti (2000). A autora procurou simular os impactos da implementação de uma metodologia de otimização para outorga, tendo concluído que “o critério de outorga, baseado em vazões de referência, é pouco agressivo ao ambiente. Isso devido à fraca influência na alteração do padrão de pulsos hidrológicos dos rios, devendo-se, porém, tomar cuidado quando do seu uso em sistemas sujeitos a obras de regularização”.

Embora a aplicação da outorga, otimizada para critério de vazão de referência preserve certo grau de variabilidade das vazões, esta é obtida dentro do referencial marco zero (SILVEIRA et al., 1998), o que significa que as vazões de proteção ambiental, estimadas conforme a  $Q_{7,10}$ , podem estar excessivamente rebaixadas em função da demanda pela irrigação. Deste modo, embora a simulação efetuada demonstre a manutenção do padrão de variabilidade das vazões, não existe a resposta de qual reação os ecossistemas apresentarão para uma mudança permanente das magnitudes dos pulsos.

A implementação da outorga do uso da água, necessária tanto para a implementação do sistema de gestão dos recursos hídricos, como para instrução dos processos de licenciamento ambiental, impõe a necessidade de desenvolvimento metodológico adaptado para a realidade rio-grandense e brasileira. Este desenvolvimento deverá ser construído sobre uma abordagem holística, que considere o ecossistema rio como unidade de manejo, como determinado no Decreto nº 37.033 (“água necessárias para manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos”), mas consistente com o grande quadro de carência de dados existente. Ou seja, métodos que devem ser constituídos dentro de um sistema de apoio à tomada de decisões. Decisões que não esperam a elaboração de estudos longos.

Por este ponto de vista, metodologias holísticas, evoluídas a partir da metodologia de construção de blocos (BBM), como a abordagem dos Limites Ecológicos para Alteração Hidrológica – The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA; POFF et al., 2010) seriam as mais adaptadas, já que são construídas sobre dados já existentes e com uma dinâmica relativamente rápida. Se a base de dados é boa, a decisão é boa. Se a base de dados é fraca, constrói-se a de-

ção possível, que deverá ser modificada, ou não, à medida que novas informações possam ser agregadas ao processo decisório, levando a uma nova rodada de avaliação do regime de vazões remanescentes recomendado.

Esta dimensão conduz ao manejo adaptativo, uma abordagem de gestão que incorpora a gestão das incertezas no processo de tomada de decisões (MENDIONDO et al., 2002).

Como a situação de carência de dados, assim como a necessidade de adoção da abordagem marco zero, leva a um quadro de grande incerteza quanto aos efeitos das decisões tomadas, a necessidade de adoção de regras flexíveis de manejo torna-se imperativa.

Além desses condicionantes teóricos, existem ainda os condicionantes operacionais, como a existência de equipes interdisciplinares familiarizadas com o rio objeto de avaliação e, também, habituadas ao trabalho em equipe. Equipes grandes, hoje, são de difícil mobilização, o que acentua a necessidade de construção de alternativas para abordar o problema de forma simples, mas plenas de significado ecológico.

Estas necessidades, quando avaliadas juntamente com uma abordagem holística, podem remeter para uma inversão do problema.

Será que o mais importante, para aplicação imediata, uma vez que a recomendação para obtenção de dados e constituição de processos holísticos de recomendação de regimes ecológicos de vazões é projetada ao futuro, é avaliar as consequências da aplicação de um método disponível e de aplicação viável no contexto da bacia hidrográfica sobre o ecossistema rio?

No caso de resposta positiva, a construção do significado ecológico passa por um aspecto chave, que é a identificação de variáveis indicadoras do estado do ecossistema rio, que possam ser utilizadas tanto para monitorar o comportamento do sistema em seções de referência, como para inferir a ocorrência de determinados comportamentos hidrológicos em seções desprovidas de dados.

A revisão aqui apresentada remete para a necessidade de construção de abordagens metodológicas baseadas no manejo adaptativo, buscando-se adaptar uma abordagem holística ao quadro de carência ou ausência de dados ecológicos adequados para um estudo aprofundado da relação entre o regime de pulsos e os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

Aqui, o termo holístico refere-se a uma abordagem onde a seleção de variáveis indicadora do estado do sistema necessariamente reflita o estado de propriedades emergentes do sistema, não somente uma noção de que leva em conta “tudo”. Poucas variáveis representantes do estado de processos relativos a propriedades emergentes de um sistema podem dar resultados mais efetivos para a tomada de decisões, do que uma grande quantidade de informações de processos que ocorrem em níveis inferiores da hierarquia ecológica.

Um caminho, que na revisão de Tharme (2003) aparece muito pouco, refere-se ao estudo da vegetação ao longo da planície de inundação. São utilizados caracteres funcionais e formas de vida como indicadoras do estado de adaptação ao regime de pulsos hidrológicos e as classes de cobertura como manifestações da sucessão em resposta aos eventos de inundação de grande amplitude.

A ancoragem ecológica passa pela identificação de que constituintes do regime de pulsos hidrológicos apresentam significância, que não são meramente acaso, mas implicam em certo grau de previsibilidade. Cruz (2005) desenvolveu metodologia para medir a previsibilidade de pulsos hidrológicos, com base na utilização de séries sintéticas (aleatorizadas) e a decomposição da série no domínio das frequências, utilizando uma transformada rápida de Fourier (FFT). Para tal, desenvolveu o software FFTSINT (CRUZ et al., 2015), que permite filtrar as séries hidrológicas, separando os componentes previsíveis e aleatórios. Depois, procurou comparar estas séries filtradas, cujo padrão de pulsos foi descrito por uma matriz de descritores hidroecológicos obtidos com os softwares IHA (RICHTER et al., 1996) e PULSO (NEIFF & NEIFF, 2003), com o padrão de distribuição de formas de vida e caracteres funcionais de plantas ao longo das seções hidrológicas de referência, utilizando o software SYNCSEA (PILLAR e SOSINSKI, 2003; PILLAR, 2004). Deste modo, podem-se comparar as simulações resultantes de diversas prescrições de regimes de vazões ecológicas com as séries filtradas e não filtradas e estudar qual apresenta melhor congruência com a variabilidade vertical de distribuição da vegetação, descrita em termos funcionais, permitindo, também, considerações a respeito da distribuição de processos adaptativos ou de sucessão.

Fundamental, nesta abordagem, é o reconhecimento de que a manutenção do regime natural de vazões não é compatível com os usos consuntivos (p.e., irrigação) ou que provocam alguma forma de regularização dos recursos hídricos em um trecho de rio (p.e., barragens). Alguns usos alteram o regime natural de vazões mais do que os outros. No entanto, mesmo que não seja possível a manutenção deste regime, quanto mais próximo deste for o regime de pulsos hidrológicos resultante dos usos consuntivos ou da implantação de obras que regularizem pulsos, menor será o impacto sobre o ecossistema fluvial. O objetivo de qualquer prescrição de regime de vazões remanescentes (que envolve a vazão ecológica mais as vazões necessárias para manutenção dos outros usos dos recursos hídricos, como abastecimento público, diluição de poluentes, navegação, pesca, etc.) deve ser, portanto, procurar manter, em outro patamar de variabilidades, a existência de nichos hidroecológicos. Estes teriam que permitir que os processos de adaptação e de sucessão das comunidades fluviais e ribeirinhas redistribuam os organismos para uma nova zonação vertical, ao longo da seção do rio, reduzindo, deste modo, o risco de extinções locais de espécies.

Esta abordagem acabou chamando atenção do órgão ambiental do Rio Grande do Sul, que encomendou estudo para aplicar esta abordagem para prescrição de vazões remanescentes para trechos de vazões alteradas de hidrelétricas (SILVEIRA et al, 2006 a, b, c) e da ELETROSUL, que propôs aplicar a abordagem resultante no manejo adaptativo da Alça de Vazões reduzidas da UHE Passo São João, situada no rio Ijuí, RS (SILVEIRA et al, 2009).

A abordagem proposta dialoga com propostas presentes na literatura. King et al. (2015) propõem recomendações práticas para viabilizar melhorias nos aspectos de relevância e robustez científica de programas de monitoramento de intervenções para vazão ambiental voltadas para tomadores de decisão e técnicos em manejo. O estudo foi elaborado com base em extensa

revisão e resultou nas seguintes recomendações: 1) os programas de monitoramento de vazões ambientais devem ser implementados dentro de uma estrutura de manejo adaptativo; 2) os objetivos devem ser bem definidos, atingíveis e definidos com base em um entendimento conceitual acordado do sistema; 3) as metas do programa e da intervenção devem ser atingíveis, mensuráveis e informar os objetivos do programa; 4) os programas de monitoramento de intervenção devem ser projetados para melhorar nossa compreensão da relação entre as respostas ecológicas e as vazões e os modelos conceituais relacionados; 5) a seleção de indicadores deve ser baseada em modelos conceituais, objetivos e abordagens de priorização; 6) Apropriados projetos de monitoramento e ferramentas estatísticas devem ser usados para medir e determinar a resposta ecológica; 7) as respostas devem ser medidas dentro dos prazos relevantes para o(s) indicador(es); 8) eventos de rega devem ser tratados como réplicas de uma experiência maior; e 9) os resultados da vazão ambiental devem ser relatados usando um conjunto padrão de metadados.

Pode-se observar que há uma forte correlação entre as recomendações de King et al. (2015) com as propostas colocadas neste estudo. A incorporação das incertezas na abordagem, como constitutivas da realidade é uma parte principal das abordagens holísticas em geral. A ênfase em uma abordagem estruturada, não em uma metodologia pronta, leva em conta a heterogeneidade espacial e temporal de sistemas autorganizados, que são sistemas históricos (BAK, 1996), portanto não lineares e com graus de liberdade para diversos cenários futuros, porém condicionados pelos eventos anteriores.

Observa-se, também, crescente aparecimento na literatura de estudos que utilizam tratamentos funcionais da vegetação ribeirinha para indicar alterações ambientais. O Projeto OASIS, em Portugal é exemplo (AGUIAR et al., 2013, 2014). Nestes estudos, tem sido verificada relação entre a distribuição de tratamentos funcionais e variáveis ambientais dos cursos de água (LOZANOVSKA et al., 2018a, 2018b). ZHANG et al. (2019) tem estudado as novas áreas ribeirinhas criadas pela represa das Três Gargantas na China e sustentam que a distribuição de traços funcionais de plantas pode ser utilizada para prever respostas do ecossistema para alterações hidrológicas.

Estes exemplos demonstram que a abordagem desenvolvida por Cruz (2005), aplicada em Silveira et al. (2006a, 2006b, 2009) e adaptada para inventário específico por Balestrin et al. (2019), está sendo desenvolvida em paralelo com outros grupos que buscam indicadores holísticos de propriedades emergentes da vegetação ribeirinha para aplicação em estudos de prescrição de vazões remanescentes.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

O avanço teórico sobre o funcionamento dos rios tem demonstrado que os trechos de vazões alteradas por usos consuntivos ou não consuntivos podem não garantir a preservação do regime natural de vazões em nível necessário à preservação ambiental e dos ecossistemas.

Considerando a irrigação com uso consuntivo de maior volume de retirada de água, para cada situação de períodos secos e úmidos, podem-se observar situações favoráveis e não favoráveis, em função das lavouras e seus períodos de maior demanda hídrica. Por outro lado, deve-se preservar o regime de pulsos destes rios com uma visão ecossistêmica, que deve respeitar a variação dos caudais em termos de frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e sazonalidade (NEIFF, 1990; POSTEL; RICHTER, 2005). Postel e Richter classificaram os pulsos em vazões baixas (fluxo basal), vazões altas e grandes inundações. Todas cumprem funções ecossistêmicas para manter a integridade ecológica do rio. Deste modo, dada a característica da irrigação, na maior parte do tempo o seu impacto sobre os pulsos de vazões baixas deve ser mais impactante. Já para os pulsos de grandes inundações, o impacto deve ser desprezível, em função da magnitude hidrológica de seus valores. Já os pulsos de vazões altas poderão ser impactados dependendo da intensidade da extração da água e da disponibilidade no período.

No caso da geração de energia que prescindem de reservatórios, existem alterações no regime de pulsos hidrológicos provocados pelo efeito de regularização e desvio de vazões para turbinas, entre outros, que alteram as propriedades da distribuição da descarga no espaço e tempo. Deste modo, estes trechos apresentam uma forte tensão entre as necessidades dos usos projetados para as represas e as necessidades de pulsos hidrológicos necessários para manter os ecossistemas fluviais e ribeirinhos, os regramentos referentes à manutenção da qualidade da água (enquadramento dos corpos de água) e os outros usos antrópicos (usos múltiplos). Ou seja, estes trechos devem ser geridos, administrando os conflitos de uso existentes e potenciais, o que significa que devem ser claramente definidos como ambientes alterados, antrópicos, e cuja estabilidade deve ser referenciada aos objetivos de gestão.

Historicamente, os métodos destinados a prescrever vazões remanescentes para estes trechos de rios foram desenhados para objetivos diversos. Primeiramente, para garantir a manutenção de estoques de salmonídeos na costa oeste dos Estados Unidos, modelando-se a sua relação com diversas características dos rios, como o perímetro molhado, velocidade da água, entre outros. A grande diversidade de métodos propostos reflete a grande variação ocorrida nos objetivos de gestão estipulados e na disponibilidade de informações para o desenvolvimento dos modelos, juntamente com a inércia paradigmática resultante do estabelecimento de diferentes escolas de modelagem.

Sendo assim, nem todos os métodos são adequados para abordar os diferentes objetivos de gestão, ou por questões relativas aos próprios objetivos de gestão, ou referentes às disponibilidades de informações para que a sua aplicação resulte em assessoramento em tempo hábil ao processo de tomada de decisão. No Brasil, a legislação referente à gestão ambiental e de recursos hídricos impõe que as prescrições de regime remanescente de vazões devem atender, simultaneamente, a manutenção dos ecossistemas, a qualidade da água e os outros usos dos recursos hídricos. Tudo isto em uma realidade de carência de informações. Esta realidade impõe restrições para a importação de metodologias calibradas para outras realidades e objetivos de gestão, colocando em pauta a necessidade de desenvolvimento metodológico adaptado às condições de

contorno definidas pelos cenários nacionais. A abordagem desenvolvida, que busca descrever a relação entre vegetação ribeirinha e o regime de pulsos, identificando como as espécies e os tratos funcionais das plantas se distribuem em relação às probabilidades de inundação nas cotas das seções transversais do rio, combinada com a previsão de mobilidade da distribuição das plantas em função da mudança no nível de base sobre o qual se assenta a franja de variabilidade do regime de pulsos, fornece uma alternativa de desenvolvimento metodológico consistente com uma realidade de carência e/ou ausência de dados e com a adoção de propriedades emergentes do ecossistema para indicar as relações entre alteração hidrológica e respostas do ecossistema.

## REFERÊNCIAS

- AGUIAR, F.C.; CERDEIRA, J.O.; MARTINS, M.J.; FERREIRA, M.T. Riparian forests of Southwest Europe: are functional trait and species composition assemblages constrained by environment? **Journal of Vegetation Science**, vol. 24, 2013. p.628–638.
- AGUIAR, F.C.; FERNANDES, M.R.; FABIÃO, A.; BEJARANO, M.D.; NILSSON, C.; MERRITT, D.M.; SEGURADO, P.; SILVA, P.; PORTELA, M.M.; MARTINS, M.J. **Riparian Forests in a Context of Flow Disturbance: New Tools and Approaches to Support Ecological Research**. International Conference on Ecohydrology, Soil and Climate Change, 2014, EcoHCC14 – 172. Disponível em: [https://www.isa.ulisboa.pt/proj/oasis/sites/default/files/Riparian%20Forests%20in%20a%20Context%20of%20Flow%20Disturbance\\_New%20Tools%20and%20Approaches%20to%20Support%20Ecological%20Research\\_low.pdf](https://www.isa.ulisboa.pt/proj/oasis/sites/default/files/Riparian%20Forests%20in%20a%20Context%20of%20Flow%20Disturbance_New%20Tools%20and%20Approaches%20to%20Support%20Ecological%20Research_low.pdf). Acesso em 26/04/2020.
- ARTHINGTON, A.H.; KING, J.M.; O'KEEFFE, J.H., BUNN, S.E.; DAY, J.A.; PUSEY, B.J.; BLUHDORN, D.R.; THARME, R. Development of an Holistic Approach for assessing Environmental Flow Requirements of Riverine Ecosystems. **Anais ... Proceedings of an International Seminar and Workshop on Water Allocation for the Environment**. Centre for Water Policy Research, UNE, Armidale, 1992. p. 69-76.
- BAK, P. **How nature works: the science of self-organized criticality**. New York: Springer, 1996. 212 p.
- BALESTRIN, D.; CRUZ, R.C.; SILVEIRA, G.L.; MARTINS, S.V. Hydric and Edaphic Influence on Floristic Composition in an Altered Riparian Area. **Floresta e Ambiente**, 2019; 26(3): e20171002 <https://doi.org/10.1590/2179-8087.100217>
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. **Bioscience**, vol. 54, n. 5, p 413-427, 2004.
- BRASIL. Lei Federal nº 6.938/BR de 31 de agosto de 1981, “Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências”, 1981.
- BRETSCHKO, G. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. **Hydrobiologia**, v. 303, p. 83-91, 1995.
- BUREL, F.; BAUDRY, J. **Ecología del Paisaje: Conceptos, Métodos y Aplicaciones**. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa, 2002. 353 p.
- CÁNEPA, E. M.; ZORZI, I.; GRASSI, L. A. T.; SOARES NETO, P. B. Os Comitês de Bacia no Rio Grande do Sul: Formação, Dinâmica de Funcionamento e Perspectivas. 2001. Disponível em: <<http://www.abes-rs.org.br/rechid/comites-2-a.htm>>. Acesso em: 26/04/2020.
- CRH. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. 1999. Avaliação quali-quantitativa das disponibilidades e demandas de água na bacia hidrográfica do Baixo Jacuí. Secretaria das Obras Públicas, Saneamento e Habitação do Governo do Estado do Rio Grande do Sul (SOPSH), Fundo de Investimentos em Recursos Hídricos. Porto Alegre. RS. (Relatório técnico)
- CRUZ, J. C. Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais. **Tese**. (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 189 p, 2001.
- CRUZ, R. C. Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal. **Dissertação** (Mestrado Curso de

- Pós-Graduação em Ecologia)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 1995, 109 p.
- CRUZ, R. C. A implementação da outorga do uso da água na Bacia do Rio Santa Maria: o papel do conteúdo informativo e complexidade dos níveis hidrológicos e da avaliação dos tipos funcionais de áreas úmidas na definição da vazão de proteção ambiental. **Proposta de projeto para desenvolvimento de Tese**. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia, 2000, 14 p. (Projeto).
- CRUZ, R. C. Prescrição de Vazão Ecológica: Aspectos Conceituais e Técnicos para Bacias com Carência de Dados. **Tese** (Doutorado em Ecologia)-Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 2005, 136 p.
- CRUZ, R. C.; CRUZ, J.C.; SILVEIRA, G.L.; VILELLA, F.S. Vazões Ecológicas e Remanescentes em Rios Alterados por Barragens: Estudo de Caso. **Ciência & Ambiente**, v.41, 2010. p.175 – 190.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L.; SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; PEREIRA, R.D.; DARU, R.L. FFTSINT: A tool for recurrence analysis of peaks in the spectral analysis of daily hydrologic series. **Rev. Bras. Biom.**, São Paulo, v.33, n.4, p.426-444, 2015.
- DIAS, G.F. **Educação Ambiental: Princípios e Práticas**. 6 ed. São Paulo: Ed. Gaia, 2000, 551 p.
- FORMAN, R.T.T.; GODRON, M. **Landscape Ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.
- GILLILAN, D. M.; BROWN, T. C. **Instream Flow Protection: Seeking a Balance in Westren Water Use**. Washington, D.C.: Island Press, 1997, 417 p.
- GIPPEL, C.J.; STEWARDSON, M.J. Use of wetted perimeter in defining minimum environmental flows. **Regul. Rivers: Res. Mgmt.**, vol. 14, 1998. p. 53-67.
- GUÉNARD, G.; MORIN, J.; MATTE, P.; SECRETAN, Y.; VALIQUETTE, E.; MINGELBIER, M. Deep learning habitat modeling for moving organisms in rapidly changing estuarine environments: A case of two fishes. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, vol. 238, 2020, 106713, ISSN 0272-7714, <https://doi.org/10.1016/j.ecss.2020.106713>.
- HAUSEN, Ê. C. Introdução. In: HAUSEN, Ê.C. et al. (coords.). Seminário Bacia do Gravataí: proposta de gerenciamento. Anais. Porto Alegre: Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha; Instituto Goethe e Ed. Dubus, 1989, p. 9-10.
- HAUSEN, Ê.C. et al. (coords.). 1989. Seminário Bacia do Gravataí: proposta de gerenciamento. Anais. Porto Alegre: Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha; Instituto Goethe e Ed. Dubus. 138 p.
- HUGHES, D.A., DESAI, A.Y., BIRKHEAD, A.L., LOUW, D. A new approach to rapid, desktop-level, environmental flow assessments for rivers in South Africa. **Hydrol. Sci. J.** 59 (3), 2014. p. 1-15.
- IRGANG, B. E. Comunidades de Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação. **Tese** (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1999, 149 p..
- JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications – An Update. In: WELCOMME, R.L. & PETR, T. (eds.) **Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries**. Volume II. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific. RAP Publication 2004/17. p. 117-140.
- JUNK, W. J.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. **Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.**, v. 106, p.110-127, 1989.
- KAYSER, A. Os Primórdios do Comitês Inos. Arno Kayser: Prapensar a ecologia em diastão confusos, 2005. Disponível em: <https://arnokayser.wordpress.com/2011/06/27/os-primordios-do-comitesinos/>. Acesso em: 26/04/2020.

- KING, J.; BROWN, C.; SABET, H. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. **River Res. Applic.**, vol. 19, 2003. p. 619–639.
- KING, A.J.; GAWNE, B.; BEESLEY, L.; KOEHN, J.D.; NIELSEN, D.L.; PRICE, A. Improving Ecological Response Monitoring of Environmental Flows. **Environmental Management**, vol. 55, 2015. p. 991–1005. <https://doi.org/10.1007/s00267-015-0456-6>
- KING, J.M.; THARME, R.E.; de VILLIERS, M.S. (eds.) Environmental Flow Assessments for Rivers: Manual for The Building Block Methodology (Updated Edition). Report to the Water Research Commission by Freshwater Research Unit University of Cape Town, WRC Report No TT 354/08. August, 2008. 339 p. Disponível em: [https://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water\\_issues/programs/bay\\_delta/deltaflow/docs/exhibits/swrcb/swrcb\\_king2008.pdf](https://www.waterboards.ca.gov/waterrights/water_issues/programs/bay_delta/deltaflow/docs/exhibits/swrcb/swrcb_king2008.pdf). Acesso em: 26/04/2020.
- KUHN, T. S. **A estrutura das revoluções científicas**. 9 ed., São Paulo: Perspectiva, 2006. 219 p.
- LANNA, A. E.; BENETTI, A. D. **Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica no Rio Grande do Sul**. Relatório Final. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental. 82 p, 2000. (Relatório Técnico)
- LINDEMAN, R. L. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. **Ecology**, v. 23, n. 4, p 399-4181, 1942.
- LOZANOVSKA, I.; FERREIRA, M.T.; AGUIAR, F.C. Functional diversity assessment in riparian forests – Multiple approaches and trends: A review. **Ecological Indicator**, vol.95, 2018a. p.781–793.
- LOZANOVSKA, I.; FERREIRA, M.T.; SEGURADO, P.; AGUIAR, F.C. Limited resilience in hotspots of functional richness: the Mediterranean riparian shrublands. **Aquatic Sciences**, vol. 80, n. 25, 2018b. 12 p. <https://doi.org/10.1007/s00027-018-0576-1>
- MCCORMICK, J. **Rumo ao Paraíso: A História do Movimento Ambientalista**. Rio de Janeiro: Relume-Dumará, 1992, 224 p.
- MENDIONDO, E. M.; MARTINS, E. S. P. R.; BERTONI, J. C. Gestão das Incertezas Hidrológicas no Auxílio às Políticas Hídricas para o Manejo Integrado de Bacias. In: **Anais ... XIX Congresso Nacional del Água**, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina, 13 a 16 de agosto de 2002. 7 p.
- MORAN, E. F. **Adaptabilidade Humana: Uma Introdução à Antropologia Ecológica**. 2 ed, São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo, Editora Senac São Paulo, 2010. 503 p.
- MORIN, E. **El Método 1: La naturaleza de la Naturaleza**. 6 ed., Madrid: Ed. Cátedra, 1977. 448 p.
- MOTTA-MARQUES, D. M. L.; IRGANG, B. E. Hidroperíodo e Comportamento Biológico do Banhado do Taim. In: TUCCI, C.E.M. **Comportamento Hidrológico do Taim**. Relatório. v.1. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, IBAMA. 1996, p. 50-81.
- MOTTA-MARQUES, D. M. L.; IRGANG, B. E.; GIOVANNINI, S. G. T. A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo – o caso da Estação Ecológica do Taim. In: **Anais. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Vitória, ES: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. 1997, p. 1-8.
- NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A.S.; SARMIENTO, F.O.; GHERSA, C.M.; LEÓN, R.J.C. **Ecología de Paisajes**. Buenos Aires: Editorial Facultad Agronomía, Universidad de Buenos Aires, 2001. 571 p.
- NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. **Interciência**, v.15, n. 6, 1990, p. 424-441.
- NEIFF, J.J. & NEIFF, M. 2003. **Pulso**. Software para Analizar Fenômenos Recurrentes. Disponível em: <<http://www.neiff.com>>.
- OLIVEIRA, M.L.A.A. Análise de padrões espaciais do Parque Estadual Delta do Jacuí – Mapeamento e subsídios

- ao zoneamento da unidade de conservação. **Tese** (Doutorado em Botânica) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 233 p.1998.
- PILLAR, V. D.; SOSINSKI JR, E. E. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. **Journal of Vegetation Science**, v.14, p. 323-332, 2003.
- PILLAR, V. P. **SYNCSA for Macintosh and Windows – Version 2.2**. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2004. 1 disquete.
- POFF, L.N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. The Natural Flow Regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, no. 11, p. 769-784, 1997.
- POFF, N.L.; RICHTER, B.D.; ARTHINGTON, A.H.; BUNN, S.E.; NAIMAN, R.J.; KENDY, E.; ACREMAN, M.; APSE, C.; BLEDSOE, B.P.; FREEMAN, M.C.; HENRIKSEN, J.; JACOBSON, R.B.; KENNEN, J.G.; MERRITT, D.M.; O'KEEFFE, J.H.; OLDEN, J.D.; ROGERS, K.; THARME, R.E.; WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, vol. 55, 2010. p.147-170. doi:10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x
- POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for Life: Managing Water for People and Nature**. Washington, D.C.: Island Press. 2003, 253 p.
- PRIGOGINE, I. **O fim das certezas: tempo, caos e as leis da natureza**. São Paulo: Editora da Unesp, 1996. 199 p.
- RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, num. 4, p 1163-1174, 1996.
- RIO GRANDE DO SUL. Lei nº 10.350 do Rio Grande do Sul, de 30 de dezembro de 1994.
- RIO GRANDE DO SUL. 1996. Decreto no 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul, prevista nos arts. 29, 30 e 31 da Lei n o 10.350, de 30 de dezembro de 1994.
- ROESSLER, H.L. **O Rio Grande do Sul e a Ecologia: crônicas escolhidas de um naturalista contemporâneo**. Porto Alegre: Martins Livreiro Ed. 1986, 219 p.
- SARMENTO, R.; PELISSARI, V. B. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. In: ABRH. Livro de Resumos. **Anais ... XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Belo Horizonte, MG, de 28/11 a 02/12/1999, p. 153. (texto completo no CD anexo).
- SCHÄFER, A. **Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais**. Porto Alegre: Ed. da Universidade/GTZ, 1984, 532 p.
- SCHWARZBOLD, A. O que é um rio? **Ciência & Ambiente**, v.21, 2000. p.57 – 68.
- SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 3, n. 3, Jul/Set., 1998a, p. 5-16.
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C.; CRUZ, R. C.; VILELLA, F. S.; et al. **Elaboração de Estudo de Prescrição das Vazões Ecológicas, para a Alça de Vazão Reduzida da UHE Passo São João**. Relatório. Para ELETROSUL. UFSM, Santa Maria, RS. 2009, 164 p.
- SILVEIRA, G. L. Quantificação de Vazão em Pequenas Bacias com Carência de Dados Fluviométricos. **Tese** (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 172 p. 1997.
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C.; VILELLA, F. S.; et al. Desenvolvimento de metodologias de ava-

- liação de impacto de condicionantes significativas do meio físico (vazão remanescente e qualidade da água) e sua relação com as variáveis operacionais do sistema de geração de energia hidrelétrica para subsidiar sistema de apoio à tomada de decisões para licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no RS. Rel. final Etapa 1: metodologia. FEPAM/SEMA-RS. Fev. 2006a. (Relatório de pesquisa).
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C.; VILELLA, F. S.; et al. Desenvolvimento de metodologias de avaliação de impacto de condicionantes significativas do meio físico (vazão remanescente e qualidade da água) e sua relação com as variáveis operacionais do sistema de geração de energia hidrelétrica para subsidiar sistema de apoio à tomada de decisões para licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos no RS. Estudo de caso: PCH LINHA 3 LESTE. Rel. Parcial Etapa 2. FEPAM/SEMA-RS. Ago. 2006b. (Relatório de pesquisa).
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, R. C.; CRUZ, J. C.; SILVEIRA, A. L. L.; ROSÁRIO, A. S. Prescrição do regime de vazões ecológicas para a alça de vazão reduzida da UHE São João. Relatório Final. FEPAM/SEMA-RS. Set. 2006c. (Relatório de pesquisa).
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; DOTTO, J.C.P. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Histórico de Formação. In: **Anais**. Simpósio Internacional de Recursos Hídricos. Gramado, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.110, 1998b.
- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; EMANUELLI, E.J.C.; IRION, C.A.; DOTTO, J.C.P.; CRUZ, R.C.; CABRAL, I.L.L.; MEMEZES, L.C. & LUCERO, A.C. Sistema de Avaliação de Disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Relatório do Projeto Rio Santa Maria. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/FATEC), Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RS). 111 p. 1992.
- SILVEIRA, GL, IRION, CA O, CRUZ, JC, OLIVEIRA, M. G., TUCCI, C. E. M., CLARKE, R. T., SOUZA, M. A., CRUZ, RC. Informações hidrológicas em pequenas Bacias Hidrográficas Rurais. **A Água em Revista**, v.4, p.31 – 39, 1995.
- SILVEIRA, G.L.S.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; et al. Seminário sobre Gestão de recursos Hídricos estudo de caso: Bacia hidrográfica do rio Santa Maria. Seminário sobre Gestão de recursos Hídricos estudo de caso: Bacia hidrográfica do rio Santa Maria. Centro de Tecnologia, UFSM. Santa Maria, RS. 1993.
- SILVEIRA, GL; CRUZ, JC; IRION, CAO; CRUZ, RC; DOTTO, J. C. P.; EMANUELLI, E. J. Projeto Rio Santa Maria – Sistema de Informações de Apoio à Gestão dos Recursos Hídricos. Relatório. SPO/RS, 1992.
- STALNAKER, C.; LAMB, B.L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K.; BARTHOLOW, J. The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM. Washington, D.C.: U.S. Department of Interior/ National Biological Service. **Biological Report** 29, 1995. 44 p.
- STATZNER, B.; HIGLER, B. Questions and Comments on the River Continuum Concept. **Can. J. Fish. Aquat. Sci.**, vol. 42, 1985. p. 1038-1044.
- TENNANT, D.L. Instream flow regimens for fish, wildlife, recreation and related environmental resources. **Fisheries** 1 (4), p. 6-10, 1976
- THARME, R. Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers. Final Report. Cape Town: Department of Water Affairs and Forestry. 116 p. 1996. (Technical Report)
- THARME, R. Environmental Flow Assessment for Aquatic Ecosystems: a Database of Methodologies. 2003. Disponível em: <<http://www.lk.iwmi.org/ehdb/EFM/efm.asp>>. Acesso em:
- 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 Sciences**, v. 37, p130-137, 1980.
- ZHANG, A.; CORNWELL, W.; LI, Z.; XIONG, G.; FAN, D.; XIE, Z. Strong restrictions on the trait range of co-occurring species in the newly created riparian zone of the Three Gorges Reservoir Area, China, **Journal of Plant Ecology**, vol. 12, n. 5, 2019. p. 825–833, <https://doi.org/10.1093/jpe/rtz016>

---

# INTRODUÇÃO AO USO DE ZOOPLÂNCTON COMO BIOINDICADOR

Fábio dos Santos Corsini & Ariane Flávia do Nascimento

## INTRODUÇÃO

O cuidado com o meio ambiente tem se tornado pauta em diversos estudos devido à alta demanda de bens de consumo. Este cenário impulsiona o aumento da exploração de recursos naturais objetivando suprir diversas necessidades dentro desta cadeia produtiva o que, por sua vez, fomenta a geração de vários tipos de resíduos. O descontrole em todo este processo pode gerar impacto em diversos ecossistemas no entorno da planta de produção. Dentre estes ecossistemas os corpos de água se destacam como um dos mais impactados. A importância deste ecossistema é válida por vários motivos dos quais podem ser citados a sua demanda em diversos processos produtivos, o apoio na manutenção dos outros ecossistemas e, principalmente, seu uso na dessedentação humana e animal (ABIDA et al., 2013; GSELL et al., 2016).

Devido ao cenário apresentado, a demanda por pesquisas que foquem o controle e manutenção deste ecossistema específico é crescente. Uma forma de executar esta tarefa é a através da pró-atividade alcançada através do monitoramento de áreas de risco ou áreas de grande relevância como, por exemplo, os mananciais de abastecimento. Existem diversas formas de se realizar este monitoramento, mas o foco de interesse deste trabalho é nas metodologias que fazem uso de bioindicadores. São denominados bioindicadores organismos, quer sejam animais, plantas ou microrganismos, os quais possuem características que apresentam um nível significativo de sensibilidade às alterações ocorridas no meio em que se encontram. Como características de interesse, podemos citar a velocidade em responder de forma identificável às alterações no meio e um ciclo de vida adequado às metodologias de análise (BATTUELLO et al., 2016; GSELL et al., 2016; JIANG et al., 2011; MEDEIROS et al., 2013; SUHETT et al., 2015; VIEIRA et al., 2009; YONEDA, 1999).

Dentre os indivíduos que se encaixam nestas características, o foco deste capítulo será avaliar, de forma introdutória, mas abrangente, os microrganismos denominados zooplâncton e seu uso como bioindicador. Dentre os temas abordados será trabalhada a coleta de amostras, os processos de análise, além de apresentar casos de uso onde estes indivíduos foram utilizados, de maneira satisfatória, como bioindicador.

## PLÂNCTONS COMO BIOINDICADORES

Denomina-se de bioindicadores aqueles organismos que respondem de maneira mensurável e analisável às mudanças que ocorrem em seu habitat. Esta resposta é observada através de diversas alterações das quais podemos citar: presença ou não do indivíduo; alterações em seu comportamento; mudanças estruturais no próprio indivíduo; alto índice de mortandade; dentre outros. Dentro deste contexto o monitoramento de um bioindicador se baseia em acompanhar características pré-definidas em busca de comportamentos e alterações que indiquem um reflexo do impacto que seu habitat sofreu.

O objetivo de se definir bioindicadores é a possibilidade de monitorar os impactos que podem afetar um ambiente específico. Estes impactos podem ser naturais devido a mudanças sazonais ou antrópicos ocorridos por ação direta ou indireta do ser humano. Atualmente, o acompanhamento do impacto das ações humanas no meio ambiente é salutar, pois ecossistemas inteiros estão sendo degradados gerando problemas, muitas vezes, irrecuperáveis. Dentre os motivadores das ações antrópicas cita-se, principalmente, o aumento na demanda de recursos para produção de bens e serviços e a exploração indevida desses (TORRES et al., 2006).

Dentre os diversos indivíduos presentes nos corpos de água que são capazes de responder rapidamente as mudanças ocorridas em seu habitat podemos citar os microrganismos planctônicos como bons bioindicadores. Estes indivíduos possuem características de interesse como ciclo de vida curto e elevado índice de sensibilidade às mudanças nas variáveis do meio (BATTUELLO et al., 2016; BUTTINO et al., 2018; DONADEL et al., 2016; XU et al., 2016). Dentre as alterações no meio que podem afetar estes indivíduos podemos relacionar, entre várias, o índice de disponibilidade de alimento, a disponibilidade de diferentes tipos de nutrientes no meio, a possibilidade de bioacumulação e biomagnificação, desequilíbrio entre a densidade de espécies e alterações físicas.

### Disponibilidade de alimento

Quanto aos seres que os habitam, todo o ecossistema é complexo e composto por diversas espécies. Nesta estrutura, com relação à forma de obtenção de energia, podemos identificar espécies autotróficas (que conseguem obter energia através de processos individuais) e as heterotróficas (que obtêm energia através de outros indivíduos, principalmente, pela predação). Com relação a esta interação entre as espécies, as comunidades zooplancônicas geralmente estão alocadas na base da cadeia trófica e servem de alimento para indivíduos maiores (SURENDRA e BHARTI, 2015). Destes indivíduos maiores, podemos citar invertebrados, peixes em fase larval e peixes maiores que possuem, em seu sistema respiratório, aparatos de filtração capazes de reter estes indivíduos. Alguns organismos zooplancônicos são importantes, pois contribuem no desenvolvimento de peixes durante suas primeiras fases de vida (AZEVEDO et al., 2015; HEMRAJ et al., 2017; PEDREIRA et al., 2015).

Considerando todos estes elementos é observável o nível de importância do zooplâncton na cadeia trófica à qual faz parte. É válido considerar que, em uma cadeia trófica, é necessário que as interações entre os indivíduos que a compõe ocorram de maneira adequada e que impactos em qualquer componente desta cadeia afeta todos os níveis. Devido ao nível de sensibilidade das comunidades planctônicas e seu posicionamento na estrutura trófica do ecossistema em que se faz presente, impactos sofridos podem gerar uma reação em cadeia que, mesmo que não afete destrutivamente esta estrutura, demandará uma reestruturação da mesma fomentando alterações no comportamento de vários outros indivíduos, mesmos os inseridos em patamares mais elevados nesta cadeia alimentar.

### Influência das variáveis físico-químicas da água

Independente do ecossistema considerado, um detalhe importante é que existem variáveis identificáveis no meio que influenciam diretamente os indivíduos que o compõe. Como exemplos deste tipo de influência, considerando o meio aquático em que os indivíduos que são alvos deste trabalho estão presentes, podemos citar a disponibilidade ou não de elementos químicos específicos dissolvidos no meio. Devido a características como tamanho diminuto e ciclo de vida curto, os microrganismos planctônicos sofrem impactos diretos com a alteração da composição química da água. De acordo com a variação dos quantitativos da composição química da água os mesmos podem sofrer alterações em sua estrutura física, em seu comportamento e, até mesmo, alterar quem são os indivíduos presentes no meio, pois algumas espécies podem se destacar mais que outras de acordo com a composição do meio em que se faz presente (CARVALHO e BONECKER, 2016).

Fatores que podem influenciar mudanças no meio podem ser, inicialmente, reflexo de causas naturais. Em épocas de aumento de precipitação, com a intensificação do fluxo de água em direção aos cursos de água principais, ocorre uma transferência de estruturas que estavam estacionadas em locais secos para dentro dos rios, lagos e outros corpos de água. Este cenário pode influenciar características como turbidez, disponibilidade de nutrientes, assoreamento, entre outros. Observa-se que, mesmo sendo um processo natural, os impactos podem ser, dependendo especificamente do que está sendo avaliado, positivos ou negativos Exemplificando: se estamos observando um indivíduo específico é possível que o aumento da turbidez do corpo de água pode ajudá-lo contra a predação e, desta forma permitir a sobrevivência do mesmo, por outro lado, o aumento da turbidez pode influenciar negativamente o outro indivíduo que necessita de visibilidade para capturar sua presa e se alimentar (ADÁMEK et al., 2016).

Outro fator que fomenta mudanças na composição do meio avaliado são os impactos gerados em decorrência da ação do homem na exploração ou utilização de recursos naturais. Dá-se o nome de antrópicas as influências geradas pelo homem que possam gerar alterações na estrutura físico-química do meio avaliado. Independente da origem do impacto, os mesmos podem

influenciar direta ou indiretamente. Em situações de impacto antrópico podemos citar, como impacto direto, a exploração desordenada do meio possibilitando a inserção de compostos que não fazem parte do cenário comum avaliado. Este tipo de interação abrange desde a extração de minérios até a criação de peixes em tanques redes. Já com relação aos impactos indiretos podemos considerar o aumento do consumo de bens e serviços e a disposição de resíduos gerados nas ações corriqueiras de cada ser humano (GEMELGO et al., 2009; LOUREIRO et al., 2011). Independentemente do tipo de impacto gerado, o corpo de água é identificado como um dos destinos mais influenciados pelas ações citadas anteriormente colocando, desta forma, os indivíduos planctônicos como personagens de destaque neste cenário.

### Retenção de metais ou outros componentes químicos

Devido, principalmente, aos impactos antrópicos, os ecossistemas tem sofrido várias intempéris. A Internet, através de suas ferramentas de comunicação e interação social, tem fomentado a conscientização de várias pessoas e evidenciado problemas diversos. Este tipo de interação instiga as pessoas a se tornarem ativas e participantes nos ecossistemas com os quais interage. Apesar desta conscientização e preocupação ainda precisar, muitas vezes, de fundamentação, é evidente que ela tem permitido um maior conhecimento e incentivado uma maior divulgação de problemas com este tema nos meios de comunicação.

Dentre os vários problemas que podem ocorrer, a disponibilidade de resíduos químicos recalcitrantes é um problema que tem recebido uma grande atenção em diversos estudos científicos. O próprio ecossistema é capaz de biodegradar os compostos que são disponibilizados em seu meio. Através de processos naturais estes resíduos podem ser decompostos em estruturas moleculares mais simples e de menor impacto. Um dos processos que ocorrem nos corpos de água é a biodiluição. O corpo de água é capaz de, devido a maior quantidade de água em relação ao composto disponibilizado, biodiluir o resíduo. Em caso de resíduos de estrutura molecular mais simples, este processo ocorre de maneira válida permitindo, desta forma, que o próprio corpo de água se recupere do impacto recebido.

Com uma ação humana desregrada de exploração do meio, aumenta-se o risco de disponibilização de resíduos recalcitrantes que não pertencem aquele ecossistema. Estes elementos xenobióticos (Grego *xenos* = estranho), nome que recebem por não pertencerem ao ecossistema avaliado, possuem uma alta classificação de risco com relação aos impactos que podem causar. Quando o resíduo possui uma estrutura molecular complexa, este processo é dificultado fazendo com que o resíduo fique disponível permitindo, desta forma, a entrada do mesmo na cadeia trófica fazendo-se presente no organismo dos indivíduos que a compõe.

Devido a sua localização na cadeia trófica e devido ao seu tamanho, os microrganismos planctônicos são capazes de reter os elementos químicos disponíveis no meio aquático através da absorção de micropartículas. Além disto, considerando sua posição na cadeia de alimentação

e sua capacidade de reter estas micropartículas, estes microrganismos podem ser classificados como uma porta de entrada para estes elementos na própria cadeia trófica permitindo, desta forma, que estes compostos tenham acesso a indivíduos localizados em posições superiores.

Vale lembrar que este processo de retenção de resíduos pelos indivíduos que compõe um ecossistema faz parte do processo natural de controle e manutenção do mesmo. No caso da água, ele auxilia no processo de biodiluição. Mesmo assim, mesmo que o resíduo seja retirado da água, é necessário que o mesmo não permaneça nos indivíduos deste ecossistema, o que pode gerar problemas como diminuição de ciclo de vida, deformações físicas, impactos comportamentais, dentre outros. Outro ponto complicador é que, de acordo com a estrutura do componente químico disponibilizado no meio, quando este entra na cadeia trófica ele pode se comportar de três maneiras. A primeira delas é possibilitar a quebra da estrutura molecular em ciclos até a completa degradação do resíduo principal. Uma segunda forma seria ocorrer uma bioacumulação de forma que o resíduo se mantenha presente na cadeia trófica durante todo o ciclo chegando a ser identificado nos indivíduos alocados em patamares mais elevados. Por último apontamos a mais crítica situação, a biomagnificação, pois, neste caso, o resíduo, conforme se eleva na cadeia de alimentação, tende a se ampliar tornando ainda mais problemático para os indivíduos que compõe este ecossistema (BATTUELLO et al., 2016; BUTTINO et al., 2018; KRÖGER e LAW, 2005; REHSE et al., 2016).

### Alterações na densidade de espécies

Como apresentado anteriormente, os indivíduos zooplanctônicos possuem características que os classificam como um bioindicador. Dentre estas características cita-se o rápido retorno frente às mudanças em seu habitat. Forma apresentadas informações sobre algumas alterações passíveis de ocorrer e foi possível considerar as potencialidades deste indivíduo como um bom bioindicador. Dentre as características consideradas, identifica-se que alterações específicas nas variáveis físico-químicas do meio podem influenciar positiva ou negativamente espécies diferentes. Com este tipo de impacto, um comportamento observável é a densidade de uma espécie em relação às outras que são recorrentes no mesmo meio.

Após análise e levantamento histórico de informações sobre o habitat de interesse é possível avaliar como é o meio e sua estrutura. Realizando cruzamento das informações obtidas com outras pesquisas realizadas em ambientes semelhantes, é possível avaliar a quantidade dos indivíduos e partir de um ponto de acompanhamento. Com as informações em mãos, através de análises periódicas, é possível avaliar os índices de densidade de cada espécie identificada. Variações no meio podem influenciar alterações quanto ao número de indivíduos, diminuindo espécies enquanto fomenta o desenvolvimento de outros indivíduos zooplanctônicos.

Os impactos antrópicos já citados podem afetar diretamente as espécies fazendo com que indivíduos que se adaptem melhor a condições mais hostis do meio possuam uma maior sobre-

vida. Outro ponto importante é que influenciando um elemento nesta cadeia trófica, tanto para mais quanto para menos, é possível que esta influência atinja outros patamares desta cadeia de alimentação pelo simples fato de se aumentar ou diminuir a quantidade de alimento disponível (AZEVEDO et al., 2015; EL-KASSAS e GHARIB, 2016; NANDINI et al., 2015; SUHETT et al., 2015).

### Deformações físicas nos indivíduos planctônicos

Os impactos na qualidade da água são mensurados segundo parâmetros aceitos nacionalmente (CONAMA, 2011). Estas alterações em um ecossistema, causadas pela disponibilização de resíduos xenobióticos, podem, em quantidades elevadas, além de causar a morte dos indivíduos presentes no meio, impactá-los de formas já citadas neste trabalho. Uma última observação passível de se acompanhar nestes microrganismos é a sua estrutura física padrão.

Trabalhos realizados em diferentes locais apontam que os microrganismos planctônicos, quando presentes em habitat que sofre pelo despejo de resíduos, sejam eles domésticos, industriais ou agrícolas, podem sofrer deformações segundo o padrão natural de seu desenvolvimento (REHSE et al., 2016; XU et al., 2016). Foi constatado um baixo desenvolvimento físico nos indivíduos presentes no ambiente impactado além de outras deformações nos corpos destes organismos. Além deste fator, quando o desequilíbrio causa um aumento do número de indivíduos predadores, isto pode influenciar o desenvolvimento físico de alguns zooplânctons (SUHETT et al., 2015).

O impacto no tamanho destes microrganismos pode afetar sua locomoção tornando-o mais lento tanto para fugir de um predador quanto para capturar sua presa. Desta forma, qualquer deformação que estes indivíduos possam sofrer pode afetar diretamente sua taxa de sobrevivência e influenciar, não somente a densidade da família a qual representa quanto toda a cadeia trófica em que está inserido.

## PROCESSO DE COLETA DE AMOSTRAS

Diversos conceitos e definições que utilizamos atualmente em nosso dia a dia foram definidos através de avaliações intensas buscando prever diversas reações e comportamentos decorrentes das ações a que foram expostas. Para tanto, foi necessário que pessoas capacitadas, buscando responder a seus questionamentos, através de um processo sistêmico de avaliação, expusessem um item específico a vários cenários diferentes e avaliasse o seu comportamento (GIL, 2002). Com isto, através de técnicas de avaliação que sejam válidas e reconhecidas cientificamente, é possível, em ambiente controlado de um laboratório, reproduzir cenários externos de forma a recriar situações que demandariam muito tempo em um ambiente real.

Seguindo esta vertente comum a todos os experimentos científicos, os trabalhos com análise de comunidades planctônicas seguem metodologias conceituadas e já aprovadas e utilizadas pelo meio científico (BATTUELLO et al., 2016; EL-KASSAS e GHARIB, 2016; ROSINI et al., 2013). Estas metodologias são observadas em diversos trabalhos diferentes realizados em ambientes lênticos ou lóticos. Os procedimentos também podem ser seguidos, considerando pequenas alterações demandas pelo meio, tanto em ecossistemas de água doce quanto de água salgada.

Um ponto que pode gerar dificuldades em qualquer procedimento de análise é a quantificação e controle das variáveis que permeiam o objeto alvo da análise. O nível de complexidade de um experimento tende a ser elevado de acordo com o número de variáveis que possam influenciar o objeto de estudo. Independente dos pormenores seguidos na execução de qualquer procedimento de análise um ponto é extremamente importante: as variáveis consideradas precisam ser mantidas em consonância com o ambiente real durante todo o processo de análise. Metodologias de coleta e transporte do local de obtenção da amostra até o ambiente de análise, caso sejam mal estruturadas, podem afetar todo um experimento podendo gerar resultados que não representam a realidade avaliada.

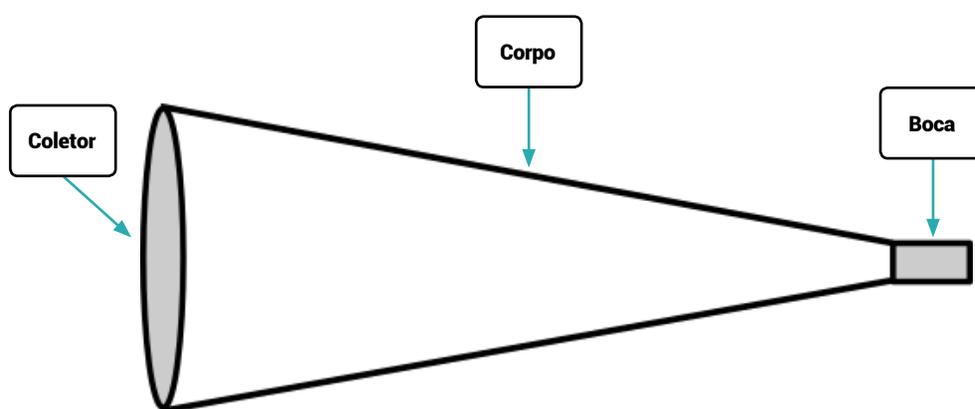
As comunidades planctônicas são compostas por diversos indivíduos cujo tamanho podem variar de 0,02  $\mu\text{m}$  até 200  $\mu\text{m}$  (YONEDA, 1999). O procedimento de análise pode ser classificado, de maneira simplificada, nas seguintes etapas: coleta da amostra, adequação das amostras para coleta, análise da amostra em lupa ou microscópio de acordo com o tamanho dos indivíduos definidos, e, por último, identificação, contagem e avaliação dos resultados obtidos.

### Coleta de amostras

O processo de captura deste tipo de microrganismo depende, especificamente, do tamanho do indivíduo de interesse. Para dar início ao processo de coleta é necessário que se defina qual indivíduo será o alvo da pesquisa a ser realizada. As comunidades planctônicas se resumem, de maneira bem generalizada, em fitoplânctons e zooplânctons. A definição do indivíduo alvo do estudo influenciará no instrumental a ser utilizado. Devido ao foco deste trabalho (zooplânctons), as indicações de metodologias e ferramentas serão baseadas em indivíduos com tamanho superior a 45  $\mu\text{m}$  (NASCIMENTO et al., 2007; ROSINI et al., 2013). Independente desta definição, em momentos que se achar necessário, considerações serão feitas sobre os microrganismos fitoplânctônicos.

Devido a sua capacidade, mesmo que limitada, de se locomoverem, indivíduos zooplânctônicos são capazes de empreender uma fuga no momento da coleta (BATTUELLO et al., 2016). Outro ponto importante é que o turbilhamento ou fluxo de água causado no ato da coleta pode expulsar o indivíduo de interesse do recipiente utilizado. Por esta razão, a simples obtenção de uma amostra através de um recipiente como um copo ou similar, tem poucas chances de sucesso na coleta destes indivíduos.

Neste caso utiliza-se uma rede adequada para capturar os indivíduos de interesse do trabalho. Uma rede de captura de zooplâncton é composta por uma estrutura em formato cônico com um recipiente ao final da mesma onde a amostra é retida. Na Figura 1 é observado um modelo de rede de captura (CALAZANS et al., 2011). O manejo da rede durante o processo de captura geralmente é feito em forma de arrasto. Este arrasto pode ser feito na horizontal ou na vertical. Na horizontal, pode-se fazer o uso de um barco ou pelo simples lançar e recolher a rede. Na vertical, é necessário que a rede submerja até a profundidade desejada e, posteriormente a mesma seja recolhida para cima até a superfície capturando os indivíduos presentes na coluna de água (EL-KASSAS e GHARIB, 2016).



**Figura 1.** Exemplo de rede de captura de plâncton (Autor)

A profundidade onde a amostra será recolhida é outro ponto importante. Através de ferramentas como o disco de Secchi o pesquisador é capaz de definir a profundidade de interesse e, através de uma haste de fixação, é possível fixar a rede na profundidade desejada para arrasto horizontal ou submergi-la até o ponto necessário para arrasto na vertical (EL-OTIFY e ISKAROS, 2015; MELLO e MAIA-BARBOSA, 2015). Outros equipamentos como a Garrafa de Van Dorn ou a utilização de bombas hidráulicas, podem ser utilizados para coletar a amostra do ponto exato na coluna de água, sendo muito utilizada na captura de indivíduos menores (EL-OTIFY e ISKAROS, 2015; GEMELGO et al., 2009; MAIA-BARBOSA et al., 2014; MELLO e MAIA-BARBOSA, 2015; TIBÚRCIO et al., 2015).

Outra variável importante na definição do ferramental a ser utilizado é o tamanho do indivíduo de interesse. Através desta definição escolhe-se uma rede que possua uma abertura em sua malha que seja capaz de, primeiramente, reter o indivíduo de interesse para que o mesmo não passe através desta. Neste ponto podemos pensar que basta utilizarmos uma rede com abertura de malha que seja pequena o bastante para impedir que o mesmo passe por ela, mas, é importante salientar que, caso a rede seja demasiadamente pequena, a quantidade de elementos retidos poderá obstruir a passagem da água pela abertura da malha. Com a incapacidade da água de

passar pela malha, a mesma poderá gerar um turbilhonamento e isto acarretará em um cenário propício para que o indivíduo de interesse consiga escapar com suas capacidades natatórias. Outro ponto é que o simples fluxo de água que o turbilhonamento causará para fora da rede levará embora os indivíduos que não estiverem na parte mais profunda da área de captura.

Seja o tamanho da abertura da malha da rede utilizada, seja a metodologia de arrasto, ou a profundidade a ser coletada a amostra, ambas as definições serão realizadas de acordo com o indivíduo de interesse. Coletas prévias podem ser realizadas para buscar esclarecer a estrutura do meio a ser avaliado e os indivíduos que o compõe.

### Adequação das amostras para transporte

Após a captura das amostras, faz-se necessário levar as amostras coletadas para o ambiente de execução das análises. Para que os resultados obtidos atendam as expectativas é necessário que os indivíduos a serem analisados mantenham suas características iniciais. Para tanto é necessária aplicar o conceito de fixação que pode ser definido como aplicar uma solução específica a amostra de forma a mantê-la com as suas características originais após a coleta. De forma a clarificar o procedimento, o processo de fixação se baseia na adição, a amostra, de uma solução composta de 4% de formoldeído (ABUL BASHAR et al., 2015; LANDA et al., 2007). Esta solução fixará os indivíduos de forma a manterem suas características iniciais garantindo uma avaliação em laboratório que represente adequadamente um cenário real.

Apesar de ser aplicado em diversos estudos, este tipo de metodologia de fixação comumente utilizada pode gerar reações inesperadas nos indivíduos a serem avaliados. Estudos demonstraram, por exemplo, que rotíferos, devido a estrutura de seus corpos, podem se contrair com a inserção da solução de fixação e isto impedirá que seja possível identificá-los posteriormente. Como forma de amenizar este tipo de reação, tem-se feito a aplicação de água com gás à amostra antes da inserção da solução de fixação. A inserção deste novo componente fará com que os indivíduos sejam entorpecidos evitando que os mesmos reajam e permitindo, desta forma, que suas características sejam mantidas apesar da inserção da solução de fixação (GANNON e GANNON, 1975). Em outros estudos foi observado que indivíduos da ordem das Cladóceras poderiam sofrer um desprendimento dos ovos e, para tanto, utiliza-se a mesma solução de fixação já apresentada, mas com um alto índice de açúcar (HANEY e HALL, 1973).

Seguindo os pressupostos já apresentados neste item do trabalho, baseado no indivíduo no qual o trabalho aponta, as metodologias de fixação deverão ser adequadas. Esta adequação é baseada em estudos prévios e garante uma observação que represente o cenário real evitando a identificação de novas variáveis na amostra (CULVER et al., 1985).

## Análise em lupa ou microscópio, identificação e contagem de indivíduos

Após coletadas as amostras e fixadas em solução específica, conforme pontuado anteriormente, essas são levadas para ambiente adequado onde possam ser analisadas (ADÁMEK et al., 2016). O procedimento de identificação é feito de acordo com o tamanho do indivíduo de interesse. Indivíduos zooplancônicos, devido a seu tamanho, são passíveis de serem identificados utilizando estereomicroscópio com aumento de 40x. Caso seja necessário avaliar algum detalhe mais específico e diminuto destes indivíduos um microscópio pode ser utilizado. Através desta ampliação é possível identificar os indivíduos capturados nas amostras colhidas. O processo é moroso, pois é necessário avaliar, segundo parâmetros estatísticos, um percentual adequado da amostra de forma garantir que a identificação seja a mais abrangente possível.

Após a identificação dos indivíduos faz necessário, na maioria dos trabalhos, quantificar os indivíduos coletados. A quantificação geralmente é realizada por contagem visual através da utilização manual de um contador estatístico. É necessário delimitar o campo de visão para auxiliar na contagem de forma a evitar que indivíduos já contados entrem novamente no campo de contagem e sejam contados novamente. Para tal ação podemos contar com ferramentas como a Sedgwich-Rafter ou instrumento similar que possuam uma base marcada para delimitação da área analisada (ABUL BASHAR et al., 2015).

O peso da biomassa coletada é um fator observável. Este tipo de quantificação também pode ser utilizado para uma avaliação mais geral destes indivíduos. Outros pontos que este procedimento vem esclarecer são detalhes quanto a taxa de crescimento e interações tróficas de transferência de energia na cadeia alimentar. O procedimento se baseia na mensuração do peso dos indivíduos e pode ser feita através da avaliação do peso seco de uma amostra de 30 indivíduos em 30 minutos de lavagem em água destilada (CULVER et al., 1985).

## AVALIAÇÃO DOS RESULTADOS OBTIDOS

Após a conclusão dos procedimentos anteriores, cabe agora ao pesquisador, avaliar os resultados obtidos. O processo de avaliação, igualmente com a escolha do indivíduo de interesse, conforme já foi citado anteriormente, depende muito do propósito do trabalho. Independente do procedimento é necessário um levantamento bibliográfico prévio. Através de comparativos com outros trabalhos é possível definir de maneira adequada as metodologias a serem utilizadas além de ser possível definir um cenário adequado para o tipo de ambiente em que as análises estão sendo realizadas. Vale lembrar, também, que se deve atentar para a correta execução e controle de cada fase do processo, pois um erro pode inviabilizar a amostra e demandar um reinício de todo o processo aumentando, desta forma, o tempo demandado para concluir a pesquisa.

Diversos trabalhos buscaram correlacionar as comunidades zooplancônicas com outras variáveis do meio. Um experimento correlacionando o índice de qualidade da água com a comunidade zooplancônica foi realizado na cidade do México, especificamente, no Lago Xochimilco. Neste trabalho, o índice de eutrofização do lago ( $> 400$  MPN/100) influenciou uma maior densidade de rotíferos. Diversas famílias foram identificadas e as seguintes se destacaram: *Brachionus angularis*; *B. calyciflorus*; e, *B. havanaensis*. Outro fator que fomentou o desenvolvimento dos rotíferos foi a quantidade de fitoplâncton disponível. Em contrapartida, o aumento no oxigênio dissolvido ( $>10$ mg/L) gerou um impacto negativo nestes indivíduos (NANDINI; RAMIREZ GARCÍA; SARMA, 2015).

Já no Brasil uma pesquisa avaliou o potencial da *Thermocyclops decipiens* (Copépodo) como indicador de troficidade da água (LANDA et al., 2007). O trabalho levantou dados de diversas pesquisas realizadas no país sobre o tema e embasou seus resultados em índices públicos (CONAMA, 2011). Variáveis como índice de precipitação e a floração de cianobactérias obtiveram uma correlação positiva com a floração da *Thermocyclops decipiens* (LANDA et al., 2007).

Na Baía de Jiaozhou, localizada na China, foram analisados locais que se destacam por ser o destino final dos resíduos urbanos da região (XU; JIANG; XU, 2016). Neste estudo os zooplânctons sofreram impacto significativo no tamanho corporal. Os microrganismos zooplancônicos das áreas que recebiam os resíduos eram menores que os zooplânctons de outras áreas do lago (XU; JIANG; XU, 2016).

Em Bangladesh (Lago Kaptai) foi realizada uma pesquisa para avaliar a qualidade da água através das comunidades zooplancônicas. Correlacionou-se variáveis físico-químicas da água com a biomassa de zooplâncton. Foi clara a correlação das variáveis analisadas com a biomassa de zooplâncton (ABUL BASHAR et al., 2015).

Um corpo de água pode ser considerado de qualidade quando há uma grande diversidade zooplancônica (VIEIRA et al., 2009). Em contrapartida se nesta diversidade se destacarem rotíferos ou indivíduos do gênero *Thermocyclops decipies* pode significar uma diminuição na qualidade da água (COSTA et al., 2016; LANDA et al., 2007). Por outro lado, é possível que outras espécies de rotíferos podem ser encontrados em ambientes de baixo impacto antrópico (KUCZYŃSKA-KIPPEN, 2018).

No centro-oeste do Brasil um trabalho, executado durante quatro meses, testou zooplânctons (copépodos) em ambientes de tanques-rede (TIBÚRCIO et al., 2015). Foi identificado que os resíduos gerados pelos peixes e os restos de ração influenciaram significativamente a área do entorno do tanque. A disponibilidade de nitrato, amoníaco e fósforos fomentaram a eutrofização e a floração dos copépodos. No trabalho, os autores consideraram que, a disponibilidade dos nutrientes citados, fomentaram a floração de outros indivíduos úteis como fontes de alimento para os copépodos (TIBÚRCIO et al., 2015).

Já na República Checa, em um experimento de criação de carpas, buscou-se avaliar a correlação entre diversas variáveis e a qualidade da água com as comunidades planctônicas presentes

(ADÁMEK et al., 2016). Alterações sazonais e leves diferenças de densidade entre os locais de alimentação do criadouro e outros locais no lago foram observadas durante o experimento. Os resultados corroboram com trabalhos similares (LOUREIRO; BRANCO; ZANIBONI FILHO, 2011; XU; JIANG; XU, 2016). Durante o experimento as carpas ficavam perto dos locais de alimentação impactando a concentração de oxigênio e a turbidez. Estas variáveis apresentaram uma possível correlação negativa com o tamanho dos zooplânctons (ADÁMEK et al., 2016). Os autores concluíram que a definição de uma dosagem de ração adequada e uma metodologia de alimentação diferenciada poderia diminuir o impactado da criação de peixes no meio.

Um trabalho desenvolvido no Mar Mediterrâneo (Itália) avaliou o potencial de retenção de elementos químicos nas comunidades zooplancônicas (BATTUELLO et al., 2016). Devido a sua posição na cadeia trófica, os zooplânctons podem favorecer a bioacumulação (BATTUELLO et al., 2016; MOREIRA et al., 2016). Mesmo com a capacidade dos cursos de água biodiluir os resíduos, impactos podem ser gerados nos indivíduos presentes no meio. As comunidades zooplancônicas avaliadas apresentaram traços de vários elementos químicos. Foram encontrados traços elementos essenciais (Cu, Mn, Fe, Zn, As, Cr, Se, Co, Mo, Ni) e não essenciais (Cd, Pb, Al, V, Sb, Be, Sn) (BATTUELLO et al., 2016).

No lago Puruzinho (Amazonas, Brasil) avaliou-se a concentração de Hg (mercúrio) nos microrganismos zooplancônicos (NASCIMENTO et al., 2007). No período chuvoso os zooplânctons apresentaram um índice significativo de Hg. Os autores concluíram que o resíduo de Hg era trazido para o lago com a cheia. A região foi local de exploração de minério nas décadas de 1980 e 1990 o que caracteriza a dificuldade de se biodegradar o Hg.

No quadrilátero ferrífero (Minas Gerais, Brasil), foram avaliados os impactos da mineração na biomassa e diversidade planctônica (MOREIRA et al., 2016). Os zooplânctons estudados apresentaram baixo índice de diversidade de espécies além de uma biomassa reduzida. Aos autores correlacionaram esta baixa diversidade com a presença de traços de elementos químicos (Al, Ba, Fe, Mg, Mn, Sr e Zn) além do índice de turbidez e sólidos em suspensão (MOREIRA et al., 2016).

O Lago Nahuel Huapi (Patagônia, Argentina), destino muito procurado por turistas, foi alvo de um estudo mais abrangente (JUNCOS et al., 2017). Baseado em dados históricos comparou-se a concentração de Ag (Prata) nos indivíduos planctônicos. O Ag era muito presente em décadas anteriores, mas o estudo mostrou uma diminuição significativa de Ag no lago com a adoção, por parte dos turistas, de máquinas fotográficas digitais. A revelação de fotografias liberava Ag no processo e os resíduos eram descartados nos cursos de água da região (JUNCOS et al., 2017).

A Tabela 1 nos apresenta a sumarização das correlações identificadas nos diversos trabalhos considerados. Entende-se como correlação positiva quando a alteração de uma variável, seja positiva ou negativamente, exerce alteração em outra na mesma direção. Do outro lado, quando as direções tomadas pelos valores das variáveis são opostas dá-se o nome de correlação negativa.

**Tabela 1.** Sumarização da correlação identificada durante a pesquisa. Os resultados conflitantes quanto ao efeito das alterações nos indivíduos avaliados se relacionam com a sensibilidade de cada um dos microrganismos e evidencia a existência de outras variáveis de influência não consideradas pelos autores. Fonte: Adaptado dos resultados obtidos avaliados em vários trabalhos (ABUL BASHAR *et al.*, 2015; ADÁMEK *et al.*, 2016; BATTUELLO *et al.*, 2016; LANDA *et al.*, 2007; MOREIRA *et al.*, 2016; NANDINI; RAMIREZ GARCÍA; SARMA, 2015; NASCIMENTO *et al.*, 2007; TIBÚRCIO *et al.*, 2015)

| Indivíduos        | Correlação Positiva  | Correlação Negativa   |
|-------------------|--|---|
| <b>Rotíferos</b>  | Índice Saprófito; Disponibilidade de Alimento; Temperatura; Fósforo; Turbidez; Clorofila; Precipitação; Oxigênio Dissolvido; Profundidade.   | Fósforo; Nitrogênio; COD; Nitrogênio; Condutividade elétrica; pH; CO2 livre; Alcalinidade; Dureza; Transparência; Turbidez; Al; Fe; Mg; Zn; Precipitação.           |
| <b>Cladóceros</b> | Taxa de Reprodução; Temperatura, Pastoreio de peixes, Presença de indivíduos de maior interesse para predadores; Fósforo; Clorofila; Fitoplâncton; Precipitação; O Dissolvido; Profundidade; Cu; Zn; Fe; Fitoplâncton; Sólidos em suspensão.                           | Tamanho, Visibilidade; Turbidez; Nitrogênio; Condutividade; pH; CO2 livre; Alcalinidade; Dureza; Transparência; Sólidos em suspensão; Al; Fe; Mg; Zn; Precipitação. |
| <b>Copépodos</b>  | Fêmeas; Motilidade; Temperatura, Pastoreio de peixes, presença de indivíduos de maior interesse para predadores; P; Clorofila; Fitoplâncton; N; Alimento (Fitoplâncton); Condutividade Elétrica; Precipitação; Oxigênio Dissolvido; Profundidade Cu; Zn; Fe; Turbidez. | Tamanho; Turbidez; N; Condutividade Elétrica; Rotíferas; Transparência; pH; CO2 livre; Alcalinidade; Dureza; Temperatura; Al; Fe; Mg; Zn; Precipitação; Clorofila.  |

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A utilização de bioindicadores é um tema que tem crescido muito. Diversas pesquisas, utilizando este foco, devolveram ótimos resultado à comunidade científica. Este trabalho não desejou esgotar o assunto, mas, através destas considerações, foi possível avaliar as possibilidades deste tipo de ferramenta e pontos cruciais apresentados por diversos pesquisadores no processo de avaliação de um ecossistema aquático através da utilização de um bioindicador. Durante este capítulo foi apresentado a metodologia mais comumente utilizada que é aquela realizada de forma manual, mas é válido salientar que existem ferramentas tecnológicas já desenvolvidas para facilitar estas análises. Juntamente com as ferramentas já disponíveis o cenário se abre a novas possibilidades de pesquisa que venham a melhorar o acesso de toda a comunidade a metodologias que facilitem estas análises por parte do observador comum.

## AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com o apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – Código de Financiamento 001. Agradecemos ao Instituto Federal do Sul de Minas Gerais – Campus Machado que, em conjunto com a Universidade José do Rosário Vellano apoiaram o desenvolvimento deste trabalho. Agradecemos também a Professora Dra. Maria José dos Santos Wisniewski do Departamento de Ciências Biológicas da Universidade Federal de Alfenas pelo tempo dedicado e direcionamentos para a realização deste trabalho.

## REFERÊNCIAS

- ABIDA, HENI et al. Bioprospecting Marine Plankton. **Marine Drugs** v. 11, n. 11, p. 4594–4611, 2013.
- ABUL BASHAR, MD. et al. Seasonal Variation of Zooplankton Population with Reference to Water Quality of Kaptai Lake, Bangladesh. **Bangladesh Research Publications Journal** v. 11, n. 2, p. 127–133, 2015.
- ADÁMEK, Z. et al. Environmental quality and natural food performance at feeding sites in a carp (*Cyprinus carpio*) pond. **Aquaculture International** v. 24, n. 6, p. 1591–1606, 2016.
- AZEVEDO, D. J.S. et al. Diversity measures in macroinvertebrate and zooplankton communities related to the trophic status of subtropical reservoirs: Contradictory or complementary responses? **Ecological Indicators** v. 50, p. 135–149, 2015.
- BATTUELLO, M. et al. Zooplankton from a North Western Mediterranean area as a model of metal transfer in a marine environment. **Ecological Indicators** v. 66, p. 440–451, 2016.
- BRASIL. Resolução CONAMA n. 430, de 13 de maio de 011. Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n. 357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. Diário Oficial da União, Brasília, 16 mai. 2011. Disponível em: <<http://www.mma.gov.br/port/conama/legiabre.cfm?codlegi=646>>. Acesso em: 06 mar. 2020.
- BUTTINO, ISABELLA et al. Larval development ratio test with the calanoid copepod *Acartia tonsa* as a new bioassay to assess marine sediment quality. **Ecotoxicology and Environmental Safety** v. 149, n. October 2017, p. 1–9, 2018.
- CALAZANS, DANILO; MUXAGATA, ERIK; MUELBERT, JOSÉ H. Organismos Planctonicos. In: **Estudos Oceanográficos: Do Instrumental ao Prático**. Pelotas, RS: Textos, 2011. p. 163–232.
- CARVALHO, PEDRO F. DE; BONECKER, SÉRGIO L. C. Variação da composição e abundância das espécies da Classe Appendicularia e seu uso como potenciais bioindicadoras de regiões e massas de água superficiais na área da Baía de Campos, Rio de Janeiro, Brasil. **Iheringia. Série Zoologia** v. 106, p. 1–8, 2016.
- COSTA, B. N. S. et al. Microzooplankton as an indicator of environmental quality at an industrial complex in the Brazilian Amazon. **Ecological Indicators**, 2016. v. 66, p. 220–229.
- CULVER, DAVID A. et al. Biomass of Freshwater Crustacean Zooplankton from Length–Weight Regressions. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences** Link, v. 42, n. 8, p. 1380–1390, ago. 1985.
- DONADEL, LETÍCIA; CARDOSO, LUCIANA DE S.; TORGAN, LEZILDA C. Plankton community dynamics in a subtropical lagoonal system and related factors. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** v. 88, n. 1, p. 249–267, 2 fev. 2016.
- EL-KASSAS, HALA YASSIN; GHARIB, SAMIHA MAHMOUD. Phytoplankton abundance and structure as indicator of water quality in the drainage system of the Burullus Lagoon, southern Mediterranean coast, Egypt. **Environmental Monitoring and Assessment** v. 188, n. 9, p. 2–14, 2016.
- EL-OTIFY, AHMED MOHAMED; ISKAROS, ISAAC AGAIBY. Water quality and potamoplankton evaluation of the Nile River in Upper Egypt. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 27, n. 2, p. 171–190, 2015.
- GANNON, JOHN E.; GANNON, SUSAN A. Observations on the Narcotization of Crustacean Zooplankton. **Crustacean** v. 28, n. 2, p. 220–224, 1975.

- GEMELGO, MCP; MUCCI, JLN.; NAVAS-PEREIRA, D. Population dynamics: seasonal variation of phytoplankton functional groups in Brazilian reservoirs (Billings and Guarapiranga, São Paulo). **Brazilian Journal of Biology** v. 69, n. 4, p. 1001–1013, 2009.
- GIL, ANTÔNIO CARLOS. **Como elaborar projetos de pesquisa**. 4 ed. ed. São Paulo: Atlas, 2002.
- GSELL, ALENA S. et al. Quantifying change in pelagic plankton network stability and topology based on empirical long-term data. **Ecological Indicators** v. 65, p. 76–88, 2016.
- HANEY, JAMES F.; HALL, DONALD J. Sugar-coated Daphnia: A preservation technique for Cladocera. **Limnology and Oceanography** v. 18, n. 2, p. 331–333, mar. 1973.
- HEMRAJ, DEEVESH A. et al. Plankton bioindicators of environmental conditions in coastal lagoons. **Estuarine, Coastal and Shelf Science** v. 184, p. 102–114, 2017.
- JIANG, YONG et al. Planktonic ciliate communities in a semi-enclosed bay of Yellow Sea, northern China: annual cycle. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom** v. 91, n. 01, p. 97–105, 2011.
- JUNCOS, R. et al. Variations in anthropogenic silver in a large Patagonian lake correlate with global shifts in photographic processing technology. **Environmental Pollution**, v. 223, p. 685–694, 2017.
- KRÖGER, SILKE; LAW, ROBIN J. Biosensors for marine applications: We all need the sea, but does the sea need biosensors? **Biosensors and Bioelectronics** v. 20, n. 10 SPEC. ISS., p. 1903–1913, 2005.
- KUCZYŃSKA-KIPPEN, N. The use of bdelloids in reference to rotifer biocoenotic indices as an indicator of the ecological state of small field water bodies: The effect of macrophytes, shading and trophic state of water. **Ecological Indicators**, v. 89, n. Outubro, p. 576–583, 2018.
- LANDA, GIOVANNI GUIMARÃES et al. Thermocyclops decipiens (Kiefer, 1929) (Copepoda, Cyclopoida) as Indicator of Water Quality in the State of Minas Gerais, Brasil. **Brazilian Archives of Biology and Technology** v. 50, n. July, p. 695–705, 2007.
- LOUREIRO, BRUNA ROQUE; BRANCO, CHRISTINA WYSS CASTELO; ZANIBONI FILHO, EVOY. Influence of net-cage fish farming on zooplankton biomass in the Itá reservoir, SC, Brazil. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 23, n. 4, p. 357–367, 2011.
- MAIA-BARBOSA, PAULINA M. et al. Zooplankton (Copepoda, Rotifera, Cladocera and Protozoa: Amoeba Testacea) from natural lakes of the middle Rio Doce basin, Minas Gerais, Brazil. **Biota Neotropica** v. 14, n. 1, p. 1–20, 2014.
- MEDEIROS, ANA MARIA ALVES DE et al. Effects of experimental eutrophication on zooplankton community. **Acta Limnologica Brasiliensia** v. 25, n. 2, p. 183–191, 2013.
- MELLO, NAST; MAIA-BARBOSA, P. M. Cyanobacteria bloom: selective filter for zooplankton? **Brazilian Journal of Biology** v. 75, n. 1, p. 165–74, 2015.
- NANDINI, SARMA; RAMIREZ GARCÍA, PEDRO; SARMA, S.S.S. Water quality in Lake Xochimilco, Mexico: zooplankton indicators and Vibrio cholerae. **Journal of Limnology** v. 75, n. 1, p. 91–100, 2015.
- NASCIMENTO, E.L. et al. Mercúrio no Plâncton de um Lago Natural Amazônico, Lago Puruzinho (Brasil). **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology** v. 2, n. 1, p. 67–72, 2007.
- PEDREIRA, MARCELO MATTOS; SCHORER, MARIANNE; FERREIRA, ANDRÉ LIMA. Utilização de diferentes dietas na primeira alimentação de larvas de tambaqui. **Revista Brasileira de Saúde e Produção Animal** v. 16, n. 2, p. 440–448, 2015.
- REHSE, SASKIA; KLOAS, WERNER; ZARFL, CHRISTIANE. Short-term exposure with high concentrations of pristine microplastic particles leads to immobilisation of Daphnia magna. **Chemosphere** v. 153, p. 91–99, 2016.

- ROSINI, EDNA FERREIRA; SANT'ANNA, CÉLIA LEITE;; TUCCI, ANDRÉA. Cyanobacteria de pesqueiros da região metropolitana de São Paulo, Brasil. **Rodriguésia** v. 64, n. 2, p. 399–417, 2013.
- SUHETT, ALBERT LUIZ et al. An overview of the contribution of studies with cladocerans to environmental stress research. **Acta Limnológica Brasiliensia** v. 27, n. 2, p. 145–159, 2015.
- SURENDRA, S. K.; BHARTI, A. A. Study of Marine Benthic Organisms with Reference to Environmental Parameters, West Coast of India. **European Academic Research**, v. III, n. 2, p. 1812–1832, 2015.
- TIBÚRCIO, VANESSA GRACIELE et al. Effects of nutrients increase on the copepod community of a reservoir using cages. **Acta Limnológica Brasiliensia** v. 27, n. 3, p. 265–274, 2015.
- TORRES, HAROLDO DA GAMA; BICHIR, RENATA MIRANDOLA; CARPIM, THAIS PAVEZ. Uma pobreza diferente? Mudanças no padrão de consumo da população de baixa renda. **Novos Estudos – CEBRAP** v. 74, n. 74, p. 17–22, 2006.
- VIEIRA, A.C.B. et al. Correlation between the zooplanktonic community and environmental variables in a reservoir from the Northeastern semi-arid. **Acta Limnológica Brasiliensia** v. 21, n. 3, p. 349–358, 2009.
- XU, H.; JIANG, Y.; XU, G.. Insights into bioassessment of marine pollution using body-size distinctness of planktonic ciliates based on a modified trait hierarchy. **Marine Pollution Bulletin**, v. 107, n. 1, p. 88–91, 2016.
- YONEDA, NT. Área Temática: Plâncton. Centro de Estudos do Mar Curitiba: Centro de Estudos do Mar, Universidade Federal do Paraná, 1999.

---

# INVERTEBRADOS AQUÁTICOS COMO FERRAMENTA PARA A AVALIAÇÃO DO IMPACTO DE METAIS EM CÓRREGOS ADJACENTES AO CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR

Juliano José Corbi

## INTRODUÇÃO

Os córregos são caracterizados por apresentar água corrente (sistemas lóticos) e de ininterrupto transporte de materiais e organismos até a sua foz. Desde sua nascente e ao longo do eixo longitudinal, observa-se um gradiente de condições físicas que influenciam a distribuição de organismos aquáticos. De acordo com a *Teoria do Contínuo Fluvial*, postulada por Vannote et al. (1980), as comunidades biológicas que vivem à jusante (em direção à foz) de um determinado ponto no rio são fortemente dependentes de materiais e energia não utilizados à montante (em direção à nascente) e se estruturam para reduzir as perdas energéticas e maximizar a eficiência de utilização dos recursos. Esse modelo é frequentemente aplicável a ambientes preservados, com nenhuma ou mínima interferência antrópica.

Em sistemas aquáticos impactados, há diferentes teorias ecológicas que conferem importância às implicações das atividades humanas sobre a qualidade da água. Nesse sentido, destacam-se as teorias da *Descontinuidade Serial* e da *Descontinuidade de Ligação*, que adicionam elementos como a existência de represamentos artificiais e o lançamento de efluentes para descrever as características longitudinais dos sistemas lóticos (Cunha, CALIJURI e CORBI, 2019).

Na teoria da Descontinuidade Serial, proposto por Ward e Stanford (1995), admite-se que o represamento de um rio causa um rompimento nos gradientes naturais e, desse modo, pode provocar alterações longitudinais em relação às características ambientais. Essas modificações ocorrem não apenas à jusante, mas também à montante do represamento. As interações entre um rio e sua planície de inundação também podem ser descritas utilizando esse conceito.

As planícies de inundação são definidas como áreas periodicamente inundadas pelo transbordamento lateral de rios ou lagos. Dessa maneira, os pulsos de cheia ocasionam as trocas laterais entre o canal do rio e a planície de inundação e, desse modo, ajudam nas interações entre a biota. De outra forma, a *Teoria dos Pulsos de Inundação* (JUNK et al., 1989) não considera a influência dos processos à montante sobre aqueles à jusante, uma vez que os pulsos periódicos

de inundação são capazes de fornecer material orgânico produzido nas planícies de inundação aos cursos de água.

O conceito de Descontinuidade de Ligação foi sugerido por Rice et al. (2001), os quais destacaram as entradas de tributários ou efluentes como determinantes de mudanças na qualidade da água, do sedimento e no volume de água. Desse modo, o arranjo das comunidades biológicas ao longo do eixo longitudinal dos rios está sujeito a esses elementos, aliados a outros fatores como geologia, clima e vegetação, os quais levam a descontinuidade nos sistemas aquáticos (CUNHA, CALIJURI e CORBI, 2019).

## **O CULTIVO DA CANA-DE-AÇÚCAR NO ESTADO DE SÃO PAULO E A CONTAMINAÇÃO DE CÓRREGOS**

A atividade canavieira no Brasil passou por períodos variados, sempre apresentando crescimento tanto na área cultivada quanto na produtividade. A lavoura canavieira continua se expandindo significativamente, atingindo no ano de 2002 mais de 338 milhões de toneladas (CORBI et al, 2006).

O Brasil é o maior produtor mundial de cana-de-açúcar, entre as culturas brasileiras, pelos produtos e subprodutos que gera, é considerada uma das mais importantes atividades agrícolas do país (Instituto de Desenvolvimento Agroindustrial, 1998). Dados obtidos por Macedo (2007) apontam para um grande crescimento da atividade canavieira no país, com elevada expansão para os Estados do Mato Grosso sendo que o Brasil já contribui com 34% da produção mundial, com um crescimento de 7% desde 2002.

A cana-de-açúcar é a principal fonte de açúcar (sacarose) e de álcool (obtido pelo processo fermentativo da cana-de-açúcar). O Brasil produz cerca de 684 milhões de toneladas de cana, ocupando uma área de 9 milhões de hectares, produzindo aproximadamente 29 bilhões de litros de álcool e cerca de 39 milhões de toneladas de açúcar (UNICA, 2019). O álcool (etanol) é exportado do Brasil para outros países e também tem sido utilizado como uma fonte alternativa de combustível renovável para veículos (CONAB, 2016; CARVALHO-FILHO, 2000).

O Estado de São Paulo é o maior produtor nacional de cana-de-açúcar, alcançando 60% do total em área cultivada, com uma produção de 391 milhões de toneladas e uma área de 5 milhões de hectares, sendo sua produção destinada à fabricação de açúcar e de etanol, alcançando posição de destaque na agroindústria do Estado (UNICA, 2019). Ao mesmo tempo, no Estado de São Paulo, a cana-de-açúcar representa 15% do total do uso do solo rural, e essa cultura foi responsável, em 2002, por 12% das vendas de agrotóxicos e fertilizantes no Brasil (ARMAS et al., 2005). A utilização de pequenas quantidades de pesticidas aliado ao rápido crescimento da planta, permitindo boa cobertura do solo, facilita o controle da erosão e são considerados pontos positivos na cultura da cana-de-açúcar (NERY, 2000). No entanto, a aplicação e uso de fertilizantes, contendo metais, de larga utilização nessa cultura são seus pontos negativos (ARMAS et al., 2005; NERY op. cit.).

Numerosos estudos têm sido realizados, em diferentes áreas de pesquisa, com o objetivo de se detectar possíveis impactos resultantes do plantio da cana-de-açúcar nas águas dos córregos e rios das áreas adjacentes. Tais estudos têm demonstrado que, principalmente em áreas sem vegetação de proteção (mata ciliar), fertilizantes (contendo metais), herbicidas e pesticidas, utilizados durante as diferentes etapas de cultivo da cana-de-açúcar (preparação do solo, plantio, crescimento) são carregadas para os corpos d'água por meio do processo de escoamento superficial do solo (processo horizontal), podendo contaminar a água e o sedimento desses ambientes e acarretar problemas de bioacumulação em grupos de diferentes níveis tróficos (SANTOS, 1999; CORBI et al., 2010; CORBI et al., 2011; CORBI et al., 2013; CORBI et al., 2018).

Nesse contexto, estudo feito por Angelotti-Netto et al. (2004), indicou que diferentes concentrações de Cd, Pb, Cr e Ni, são encontradas em fertilizantes vastamente empregados no cultivo de cana-de-açúcar. Estudos anteriores realizados em córregos apontaram maiores concentrações de metais, principalmente Cu, Al, Zn e Fe no sedimento de ambientes situados em áreas adjacentes ao cultivo de cana-de-açúcar, quando comparado as áreas que apresentam matas ciliares preservadas (CORBI et al., 2006; CORBI et al. 2018). Ao mesmo tempo, alguns estudos indicaram maiores concentrações de metais Cd, Cu, Pb, Mn, Ni e Zn em larvas de insetos encontrados em córregos situados em áreas impactadas com atividade canavieira (CORBI et al., 2008; CORBI et al., 2010).

Sabe-se que elevadas concentrações Cd, por exemplo, um metal não essencial aos animais, pode causar alterações no ciclo de vida, diminuição no tamanho do corpo e na cápsula cefálica além de deformidades nas peças bucais em algumas espécies de insetos aquáticos (POSTMA et al., 1995; MASSABNI et al., 2002; SEELAND et al. 2013; COLOMBO-CORBI et al. 2017). Vale ressaltar que a presença de cádmio nos fertilizantes acontece em decorrência de uma impureza no processo de produção. Fertilizantes fosfatados contém cádmio em concentrações variáveis, dependendo das rochas fosfáticas de onde foram obtidas. Adubações contínuas em áreas agrícolas podem acarretar acúmulo de cádmio no solo e nos ambientes aquáticos adjacentes (BIZARRO et al., 2008).

## OS INVERTEBRADOS AQUÁTICOS DE CÓRREGOS COMO FERRAMENTA PARA AVALIAÇÕES AMBIENTAIS

Em geral, os invertebrados aquáticos, podem ser classificados, de acordo com seu tamanho, sendo aqueles retidos em redes com malhas de 200 a 500 micrômetros classificados em micro (<1mm) ou macroinvertebrados (>1 mm) e de acordo com seu hábitat/local de ocupação na coluna d'água (bentônicos, nectônicos ou pleustônicos) (MUGNAI et al., 2010).

De maneira geral, as atividades antrópicas causam impactos ambientais negativos, evidenciados pela perda da biodiversidade. Dessa forma, a biota aquática pode fornecer bons indicadores

do estado de integridade de um ambiente de água doce. Entre os componentes dessa biota, os macroinvertebrados aquáticos, em particular os insetos, pela facilidade de amostragem, relativa facilidade de identificação e baixo custo geral (ROQUE e TRIVINHO-STRIXINO, 2001), têm-se mostrado adequados para a utilização como bioindicadores, principalmente em ambientes lóticos.

A utilização de insetos aquáticos como indicadores se deve a vários fatores, tais como, características bionômicas de seus componentes, como ciclo de vida suficientemente longo (o que favorece a detecção de alterações ambientais em tempo hábil); tamanho de corpo relativamente grande, fácil amostragem e elevada diversidade de espécies, oferecendo uma enorme gama de tolerâncias e amplo espectro de respostas frente a diferentes níveis de contaminação, além de algumas espécies serem de fácil criação em laboratório (CALLISTO et al., 2001).

Os insetos aquáticos têm sido amplamente utilizados no diagnóstico de situações de impacto decorrentes de desmatamento, assoreamento e impactos da agricultura em geral (ROQUE et al., 2000; CORBI et al., 2010; CORBI et al., 2013; Corbi e TRIVINHO-STRIXINO, 2017). Da mesma forma, o aporte de metais nesses sistemas parece influenciar no comportamento e desenvolvimento de insetos aquáticos como apontado por Dornfeld et al., 2018, em alguns estudos utilizando a espécie *Chironomus sancticarloi* como ferramenta para avaliar a toxicidade do sedimento e metais. Alguns estudos conduzidos por Corbi et al. (2008, 2010), apontaram que as larvas de insetos aquáticos de córregos são contaminadas por metais provenientes das áreas de cultivo de cana de açúcar.

## MATERIAL E MÉTODOS

Para compor este capítulo, apresentamos, além dos métodos de coleta, preservação e extração de metais em invertebrados, os resultados de estudos conduzidos em vários córregos da região Central do Estado de São Paulo. Os ambientes aquáticos escolhidos para a realização desse estudo foram agrupados em duas situações distintas: córregos localizados em áreas com o cultivo de cana-de-açúcar (S1 a S9) e córregos localizados em áreas florestadas (mata ciliar) (S10 a S13). Os córregos selecionados pertencem à bacia hidrográfica do Rio Jacaré-Guaçu e Rio Moji-Guaçu. As características gerais dos córregos analisados podem ser observadas na Tabela 1. Analisamos maiores córregos com atividade canavieira, em razão da dificuldade em encontrar ambientes preservados na região.

**Tabela 1.** Informações gerais sobre alguns córregos analisados na região Central do Estado de São Paulo. Córregos S1 a S9, córregos localizados em áreas com atividade canieira e S10 a S13, localizados em áreas preservadas.

| Código   | Córrego     | Município                | Uso do solo                          | Coordenadas geográficas                        |
|----------|-------------|--------------------------|--------------------------------------|--|
| S1<br>S1 | Água Sumida | Araraquara<br>Araraquara | Cana-de-açúcar                       | 21°56' (S) 48°16' (W)<br>21°56' (S) 48°16' (W) |
| S2       | São João    | Guarapiranga             | Cana-de-açúcar                       | 21°57'(S) 48°15'(W)                            |
| S3       | Bela Vista  | Araraquara               | Cana-de-açúcar                       | 21°54'(S) 48°13'(W)                            |
| S4       | Andes       | Araraquara               | Cana-de-açúcar                       | 21°55' (S) 48°11'(W)                           |
| S5       | Ouro        | Araraquara               | Cana-de-açúcar                       | 21°47' (S) 48°07'(W)                           |
| S6       | Chibarro    | Ibaté                    | Cana-de-açúcar                       | 21°52' (S) 48°05'(W)                           |
| S7       | Água Preta  | Ribeirão Bonito          | Cana-de-açúcar                       | 22°00' (S) 48°12'(W)                           |
| S8       | São Vicente | Guarapiranga             | Cana-de-açúcar/mata ciliar impactada | 21°47'(S) 48°0.7'(W)                           |
| S9       | Cruzes      | Araraquara               | Cana-de-açúcar/mata ciliar impactada | 21°46' (S) 48°08'(W)                           |
| S10      | Espraiado   | São Carlos               | Mata ciliar preservada               | 21°53' (S) 47°52' (W)                          |
| S11      | Fazzari     | São Carlos               | Mata ciliar preservada               | 21°59' (S) 47°54' (W)                          |
| S12      | Monjolinho  | São Carlos               | Mata ciliar preservada               | 22°00' (S) 47°50' (W)                          |
| S13      | Anhumas     | Américo Brasiliense      | Mata ciliar preservada               | 21°42' (S) 48°00' (W)                          |

## ANÁLISE DE METAIS EM INVERTEBRADOS AQUÁTICOS

### Limpeza de vidraria e amostragem de invertebrados para análises de metais

De forma geral, a água utilizada nas análises de metais deve ser previamente destilada e purificada em sistema deionizador. A limpeza da vidraria deve ser feita com vapor de ácido nítrico concentrado, conforme Tschöpel et al. (1980), ou com ácido nítrico diluído em água deionizada 1:1. Geralmente sugere-se a utilização de vidrarias novas, lavadas abundantemente com água

deionizada, antes do início das análises. É muito importante consultar bibliografias específicas sobre armazenamento de matrizes ambientais para a realização de análises de metais (SANTOS, 1999; De PAULA e MOZETO, 2001). Os pesquisadores devem tomar cuidado nesta etapa, para evitar a contaminação das amostras e gerar resultados duvidosos! Quando houver muitas dúvidas, aconselha-se consultar um profissional da área de química analítica ou um pesquisador experiente, antes de iniciar os experimentos.

### *Amostragem de invertebrados em campo, para análises de metais*

Em geral, sugere-se que seja utilizado para estas análises, 0,10 g de peso seco de organismos (peso mínimo necessário para as análises) (ver detalhes analíticos em Pourang (1999)).

Experiências de campo e laboratório indicam que a massa seca necessária para as análises é difícil de ser amostrada utilizando-se os equipamentos comuns de coleta de invertebrados aquáticos (redes em “D”, Surber ou Dragas). Para as análises de metais, geralmente os invertebrados aquáticos são coletados na “fase úmida” em campo, utilizando, geralmente redes em “D”, Surber, puçás (com malhas de 0,25mm de abertura) ou Dragas e depois são levados ao laboratório para serem separados (processo de triagem), secos e pesados para início das análises de metais. Esse processo ocorre em virtude do processo de triagem dos invertebrados aquáticos em campo, à beira do córrego, ser trabalhoso, e que necessita de um longo tempo em campo que, muitas vezes, não traz a certeza de conseguir a massa necessária para essas análises.

Ao chegar ao laboratório e colocar os invertebrados para secar em estufa ou pelo processo de liofilização (ver métodos adequados abaixo), e pesar em balança, o pesquisador poderá descobrir que a massa mínima necessária para esta análise não foi alcançada, o que acarretaria retorno ao campo para nova coleta. Retornar ao campo para a amostrar mais invertebrados pode resultar em um alto custo financeiro e gerar problemas metodológicos para futuras comparações entre os resultados obtidos. Assim, nesta etapa do capítulo, são apresentadas algumas experiências de campo para os procedimentos adequados para a realização desse tipo de análise.

Sugere-se que a coleta de invertebrados para análises de metais siga um planejamento adequado, definindo qual organismo o pesquisador pretende amostrar, pensando inclusive, na definição por tamanho dos grupos. Por exemplo, para organismos maiores, como imaturos de Odonata, Hemiptera, Megaloptera, Plecoptera, Ephemeroptera, Trichoptera, Coleoptera, e alguns Crustacea e Mollusca, o pesquisador pode coletar com uma peneira de abertura de malha maior e realizar a separação dos organismos manualmente, em campo. Para organismos menores, como Oligochaeta, Chironomidae e outros Diptera, sugere-se a utilização das Redes em “D” e a realização da triagem em campo.

Na figura 1, há fotos sobre um método que facilita a amostragem para a aquisição da massa necessária de análise. Além da coleta, utilizando peneiras comuns com abertura maior (i.e.: peneiras encontradas em lojas de construção civil), há também os métodos de armazenagem e transporte dos organismos coletados que podem ser sacos plásticos atóxicos ou potes plásticos atóxicos (Figura 2).

O transporte do material coletado em campo deve ser realizado em caixas térmicas contendo gelo (5°C), até a chegada no laboratório (Figura 2). Caso o pesquisador precise realizar uma identificação em nível menor (gênero, por exemplo), que demandará a utilização de estereomicroscópio, o ideal é tentar identificar com o animal congelado, ou, colocar os organismos em placas de Petri contendo gelo, para evitar a possibilidade de perda de metais pelo processo de decomposição da matéria orgânica. Para maiores detalhes sobre estudos desse tipo, uma sugestão é a leitura do trabalho “Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugarcane cultivation” de Corbi et al, (2010).



**Figura 1.** A a F: Equipamentos utilizados na coleta de invertebrados aquáticos para a obtenção da massa necessária para análises de metais; A a D: Peneira; E: Draga de Ekman-Birge; F: Rede em “D”.  
Fonte: próprio autor.



**Figura 2.** Potes e sacos plásticos atóxicos utilizados para armazenar os invertebrados aquáticos coletados para análises de metais. A: Frascos plásticos de 100 mL; B: Armazenamento em sacos plásticos atóxicos; C e D: ninfas de libélula; E: Caixa térmica com gelo para o transporte dos invertebrados coletados. Fonte: próprio autor.

### *Extração e análise de Cu, Zn, Pb, Cd, Al, Fe, Mn, Mg e Cr em invertebrados aquáticos*

Para a análise de metais, os invertebrados selecionados devem ser, em geral, secos em estufa a 50°C, colocados em béqueres de 100,0 mL, 50 mL ou 25 mL, onde são acrescentados 10mL de HNO<sub>3</sub> (PA) e mantidos sob digestão em placa de aquecimento a 90°C. Ao final desse processo, poderá ser acrescentado 1,0 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para que ocorra toda a digestão da matéria orgânica contida nos invertebrados (incluindo o exoesqueleto de quitina). A necessidade de adição de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>, geralmente tem sido observada para a digestão de imaturos de Coleoptera, alguns Hemiptera, Odonata e Megaloptera. Mas, mesmo para animais menores, como alguns Diptera, há necessidade da adição de 1,0 mL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> nas amostras, em razão das cápsulas cefálicas.

Durante o processo secagem dos animais em estufas, deve-se adotar cuidados para que a temperatura não ultrapasse 60°C, uma vez que, a partir dessa temperatura, há possibilidade de perda de matéria orgânica, podendo também acarretar a perda de metais para o ambiente. Há ainda outros métodos mais refinados para a secagem desse material para as análises, como por exemplo, o método de liofilização, utilizando um equipamento conhecido como liofilizador.



**Figura 3.** Equipamento utilizado no processo de secagem da fauna de invertebrados aquáticos, em análises de metais. Estufa de secagem em temperatura de até 60°C. Fonte: próprio autor.

Após a digestão total (extrato límpido), as amostras devem ser filtradas em papel de filtro comum, para a retirada de partículas menores que ainda podem estar presentes no meio líquido, e evitar problemas durante a leitura desse material nos equipamentos específicos. Alguns artigos sugerem realizar a filtração em papel de filtro Whatman nº 1. Após esse processo de filtração, o pesquisador deve ter cuidado com a possível perda de materiais que podem estar presentes no filtro. Assim, sugere-se que, ao iniciar o processo de filtração, o pesquisador umedeça um pouco

o filtro com água deionizada, antes de despejar o conteúdo do Becker no filtro de papel. Todo o conteúdo do Becker deve ser cuidadosamente despejado no filtro e depois transferido para um balão volumétrico.

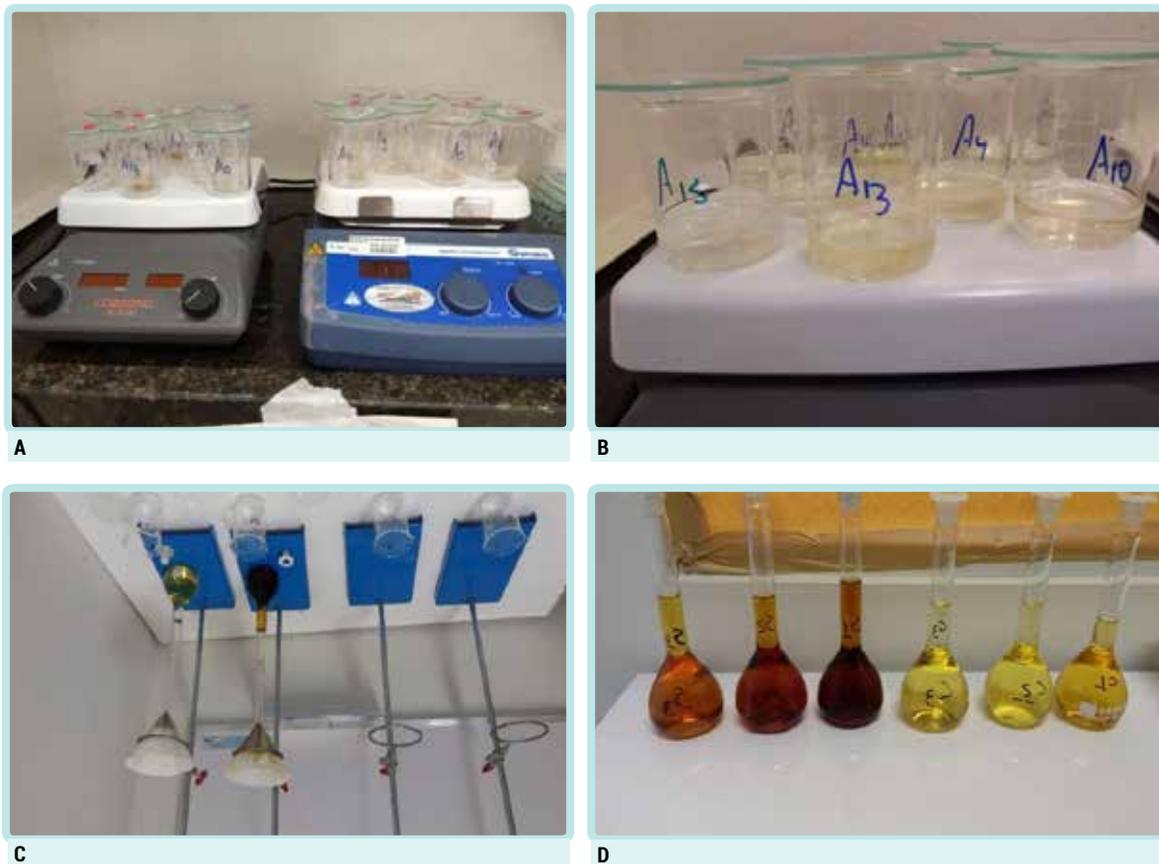
Como experiência pessoal, o pesquisador deve ficar atento que para massas menores, como por exemplo, as massas obtidas para larvas de Chironomidae e para Oligochaeta. Nesse caso, o conteúdo deve ser pré-concentrado em balões volumétricos de 25 ml (Figura 3). Os extratos obtidos geralmente são analisados por espectrometria de emissão atômica com plasma de argônio induzido ICP-OES ou por espectrometria de absorção atômica convencional, que geralmente detectam PPM de amostra. Algumas metodologias estão descritas em inúmeros estudos, e podem ser observadas, por exemplo, em Pourang (1996), Santos (1999) e De Paula e Mozeto (2001).

Outra questão bastante discutida em análises de metais em invertebrados aquáticos está relacionada à concentração de metais incorporados no tecido “verus” a concentração de metais no trato digestório. Na literatura em geral, há alguns artigos abordando métodos para a limpeza do trato digestório de invertebrados. Por exemplo, há estudos apontando desde a retirada do alimento por método mecânico, utilizando pinças, estiletes com auxílio de um estereomicroscópio, que geralmente podem funcionar para invertebrados maiores, como larvas de Odonata e Megaloptera, por exemplo.

Para invertebrados menores como larvas de Chironomidae, outros Diptera e Oligochaeta, sugere-se mergulhar e deixar os organismos em água deionizada por 24 horas, acarretando, dessa forma, a limpeza do trato digestório do animal. Nesses estudos é aconselhado, inclusive, a troca da água contendo o alimento regurgitado, para evitar nova incorporação do alimento, pelo animal. Experiências pessoais demonstraram que mergulhar os invertebrados nesse solução por 24 horas levaram a morte das espécies, muito provavelmente pela questão de balanço hídrico no organismo.

Vale ressaltar também que há dúvidas sobre a viabilidade da análise de metais em invertebrados fixados em álcool à 70%. Nesses casos, em geral, ainda há possibilidade da realização das análises de metais, mas, o pesquisador terá que realizar alguns procedimentos como garantia de resultados confiáveis. No caso da fixação dos invertebrados em álcool 70%, procedimento bastante comum para os estudiosos da fauna de invertebrados aquáticos, o pesquisador poderá realizar uma leitura da concentração de metais no álcool utilizado, para garantir que não houve contaminação dos invertebrados pelo álcool.

Os procedimentos para a extração e análise de metais no álcool devem seguir os mesmos procedimentos utilizados para a fauna. Cabe lembrar que muitos invertebrados aquáticos, ao serem fixados em álcool 70%, acabam regurgitando alimento do seu trato digestório, o que pode alterar a concentração de metais no organismo e dificultar as comparações. Assim, os métodos tem que ser, em geral, pensados para cada tipo de amostra.



**Figura 4.** A e B: Processo de extração dos metais em beakers de 50 mL cobertos por vidro de relógio, sob placa de aquecimento à 90°C; C e D: processo de filtragem e pré-concentração em balões volumétricos de 25 mL. Fonte: próprio autor.

Os resultados obtidos podem ser analisados, primeiramente, a partir de análises descritivas e posteriormente por uma análise de Variância (ANOVA).

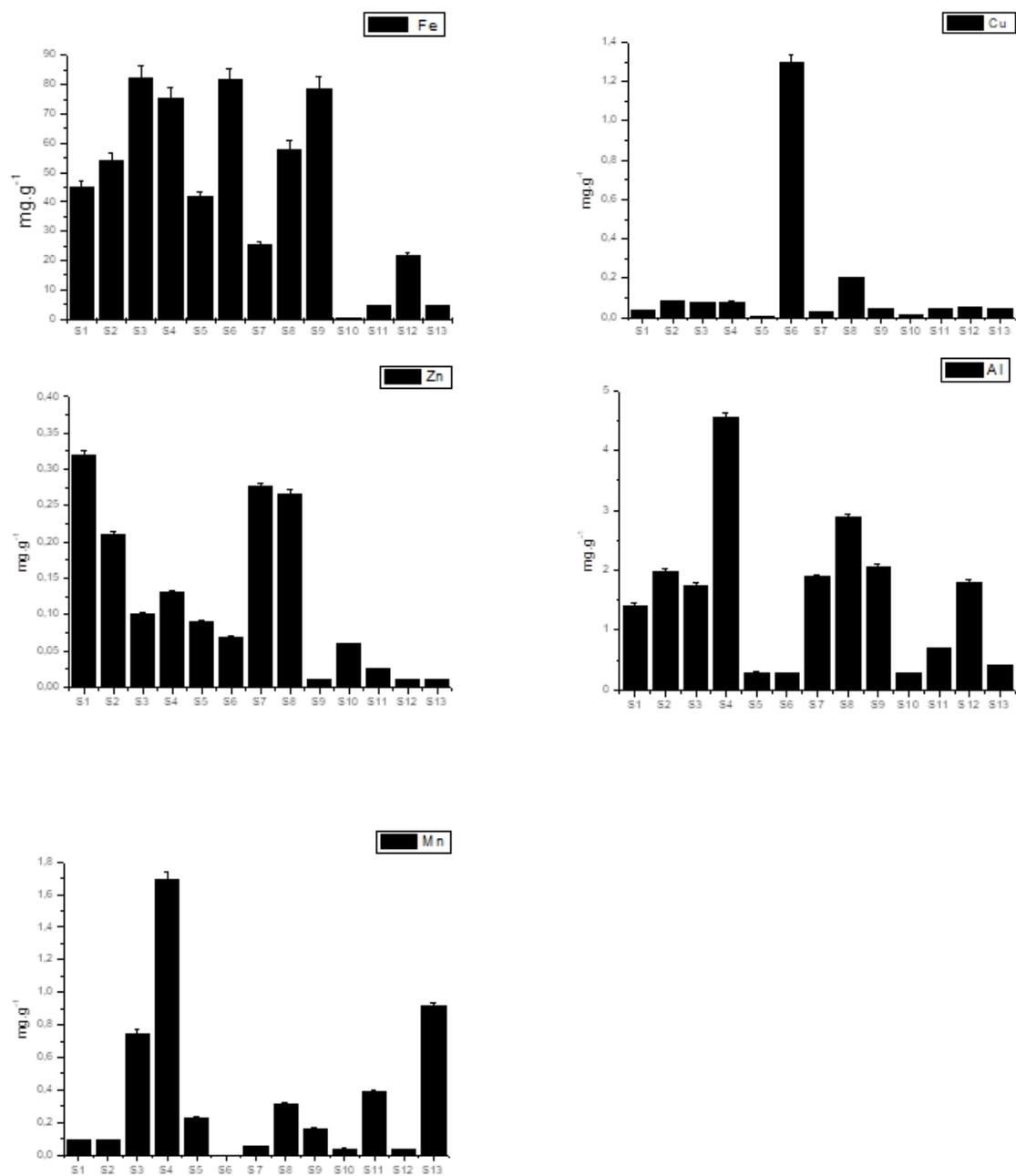
## RESULTADOS OBTIDOS EM ESTUDOS SOBRE METAIS EM INVERTEBRADOS

Em geral, as práticas agrícolas nas áreas adjacentes aos córregos, principalmente com a retirada das matas ciliares e o tipo de manejo do solo observado (mata ou cana-de-açúcar) são extremamente importantes na determinação das concentrações de metais nos invertebrados dos córregos. Os metais, detectados na fauna de invertebrados dos córregos localizados em áreas com atividade canavieira, sem mata ciliar, em geral apresentam concentrações mais elevadas (ver Figura 5).

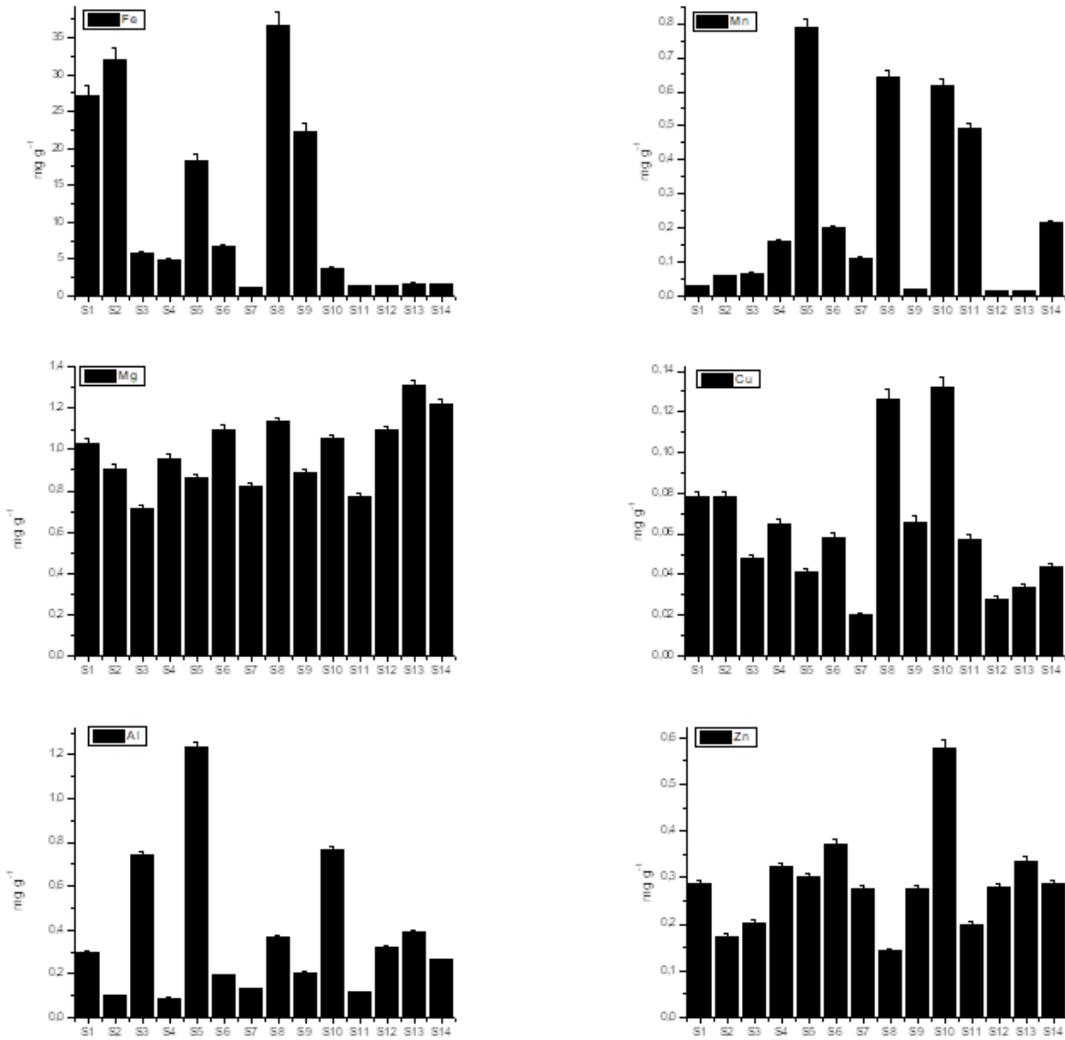
Na figura 5, são apresentadas as concentrações de metais nas ninfas de Odonata. Nesse grupo de invertebrado aquático, foram analisados 6 metais (Fe, Cu, Zn, Al, Cd e Mn). Com exceção do Cd, todos os metais analisados foram detectados nas ninfas de Odonata dos córregos.

A contaminação por metais nas ninfas de Odonata, mesmo em baixas concentrações, é preocupante, pois esses insetos apresentam a fase larva aquática e a fase adulta alada (terrestre), fato que pode possibilitar a transferência dos metais do meio aquático para o terrestre. Do mesmo modo, essa contaminação de metais em invertebrados podem ser acarretar problemas de bioacumulação em grupos de diferentes níveis tróficos como, por exemplo, na gordura de peixes e crustáceos ou ainda em aves e outros animais terrestres, podendo ser inclusive encontrados no leite das vacas que utilizam a água de córregos e rios contaminados (OLIVEIRA e TORNISIELO, 2000).

Da mesma forma como observado para as ninfas de libélulas, as práticas agrícolas foram importantes na determinação das concentrações de metais em Hemiptera (Belostomatidae) dos córregos estudados. Nesses estudos, os adultos de Belostomatidae dos córregos localizados em áreas com atividade canavieira, sem mata ciliar, apresentaram concentrações mais elevadas dos metais analisados (Figura 6). Nesse sentido, as concentrações observadas para os insetos aquáticos parecem acompanhar o aumento da concentração observada no sedimento dos córregos com atividade canavieira como observado em estudos desenvolvidos por Corbi et al. (2006; 2018), possibilitando a utilização dos insetos aquáticos como potenciais bioindicadores de metais em ambientes aquáticos, especialmente Belostomatidae, coletado com facilidade nos córregos e com massa suficiente para as análises.



**Figura 5.** Concentração de metais detectados nas ninfas de libélula dos 13 córregos. O Cd não foi detectado no sedimento dos córregos. Legendas como na Tabela 1.



**Figura 6.** Concentração de metais detectados nos adultos de Belostomatidae de 14 córregos. O Cd e o Cr não foram detectados. Córregos S1 a S10 em áreas de cana-de-açúcar, e S11 a S14 em áreas de mata ciliar preservada.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Neste capítulo, foram apresentados métodos de coleta, preservação, extração e análise de metais em invertebrados aquáticos, bem como resultados e experiências obtidas em alguns estudos desenvolvidos, nos últimos 15 anos, em córregos preservados e em córregos impactados pela atividade canavieira. Ao escrever esse capítulo desejamos que o leitor possa utilizar as experiências aqui compartilhadas em estudos futuros.

Os resultados dos estudos apresentados neste capítulo apontam para a grande importância das matas ciliares como barreira para os fertilizantes contendo metais, provenientes do processo

de escoamento superficial do solo, para os córregos. Sabe-se que o método de cultivo de cana-de-açúcar depende da utilização de fertilizantes, sendo esse processo repetido anualmente, e, de tal modo, as concentrações de metais tendem a aumentar se o processo de reflorestamento das matas ciliares não for realizado. Novas formas de plantio e manutenção dessa atividade agrícola necessitam ser desenvolvidos para diminuir, em longo prazo, a possibilidade de contaminação de corpos d'água adjacentes.

## REFERÊNCIAS

- Angelotti-Netto, A.; Crestana, Silvio.; et al. Metais pesados provenientes de atividade agrícola: formas, prevenção e controle. In: Espíndola, Evaldo e WENDLAND, Edson. **Bacia Hidrográfica**. São Carlos, SP, Rima Editora, 2004. p. 1-14.
- ARMAS, E.D.; ROSIM-MONTEIRO, R.T.; et al. Uso de agrotóxicos em cana-de-açúcar na bacia do Rio Corumbataí e o risco de poluição hídrica. **Química Nova**, v 28, p. 975-982, 2005.
- Bastos, K.J.J.C.; Landell, M.G.A.; et al. Influência da produtividade da cana-de-açúcar no custo do corte mecanizado. **Revista iPecege**, v 2, p. 42-59, 2016.
- Batalha, B.; Parlato A.C. **Controle da qualidade da água para consumo humano**. São Paulo. SP, CETESB. 1993
- Bizarro, V.G.; Meurer E.J.; et al. Teor de cádmio em fertilizantes fosfatados. **Ciência Rural**, v 38, p. 247-250, 2008.
- CALLISTO, M.; MORETTI M.; et al. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para avaliar a saúde de riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v 6, p. 71-78, 2001.
- CARVALHO FILHO, S.M. **Colheita mecanizada: Desempenho operacional e econômico em cana sem queima prévia**. PhD Thesis, ESALQ (USP), Piracicaba—SP. 2000.
- CLETO-FILHO, S.E.M.; WALKER I. Efeitos da ocupação urbana sobre a macrofauna de invertebrados aquáticos de um Igarapé da Cidade de Manaus/AM – Amazônia Central. **Acta Amazônica**, v 31, p. 69-89, 2001
- COLOMBO-CORBI, V.; GORNI, G.R.; et al. Genetic diversity loss in *Chironomus sancticaroli* (Diptera: Chironomidae) exposed to Pyrimethanil Fungicide: An Analysis Using RAPD technique. **Water Air and Soil Pollution**, v 228, p. 399-401, 2017.
- COMPANHIA NACIONAL DE ABASTECIMENTO (CONAB). <http://www.brasil.gov.br/economia-e-emprego/2016/08/safra-de-cana-de-acucar-crescera-2-9-em-2017>. Acesso em 18 de setembro de 2016.
- Corbi, J.J.; Trivinho-Strixino, S. Relationship between sugar cane cultivation and stream macroinvertebrate communities. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v 51, p. 769-779, 2008.
- Corbi, J.J.; Froehlich, C.G.; et al. Bioaccumulation of metals in aquatic insects of streams located in areas with sugar cane cultivation. **Química Nova**, v 33, p. 644-648, 2010
- Corbi, J.J.; Froehlich, C.G.; et al. Evaluating the use of predatory insects as bioindicators of metals contamination due to sugarcane cultivation in neotropical streams. **Environmental Monitoring and Assessment**, v 177, p. 545-554, 2011.
- CORBI, J.J.; GEROMEL-COSTA, C.G.A.; et al. Environmental diagnosis of metals in streams near sugarcane cultivation areas: current and historical analysis in the central region of the State of São Paulo. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v 90, p. 2711-2719, 2018.
- Corbi, J.J.; Kleine, P.; et al. Are aquatic insect species sensitive to banana plant cultivation? **Ecological Indicators**, v 25, p. 156-161, 2013
- Corbi, J.J.; Trivinho-Strixino, S.; et al. Diagnóstico ambiental de metais e organoclorados em córregos adjacentes a áreas de cultivo de cana-de-açúcar (Estado de São Paulo, Brasil). **Química Nova**, v 29, p. 61-65, 2006

- Corbi, J.J.; Trivinho-Strixino, S.; et al. Environmental evaluation of metals in sediments and dragonflies due to sugarcane cultivation in Neotropical streams. **Water Air and Soil Pollution**, v 195, p. 325-333, 2008.
- Corbi, J.J.; Trivinho-Strixino, S.; Chironomid species are sensitive to sugar-cane cultivation. **Hydrobiologia**, v 785, p. 91-99, 2017.
- CUNHA, Davi, CALIJUR, Maria, CORBI, Juliano. SISTEMAS AQUÁTICOS CONTINENTAIS. In: Maria do Carmo Calijuri & Davi Gasparini Fernandes Cunha (Org.). **Engenharia Ambiental**. 2019.
- DE PAULA, F.C.F.; MOZETO, A.A.; Biogeochemical evolution of trace elements in a pristine watershed at the Brazilian southeastern coast. **Applied Geochemistry**, v 16, p. 1139-1151, 2001.
- DORNFELD, C.B.; RODGHER, S.; et al. *Chironomus sancticaroli* (Diptera, Chironomidae) as a sensitive tropical test species in laboratory bioassays evaluating metals (Copper and Cadmium) and field testing. **Arch Environ Contam Toxicol** <https://doi.org/10.1007/s00244-018-0575-1>. 2018.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; et al. The flood pulse concept in river-floodplain systems. **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, p. 160-168, 1989.
- MACEDO, I.C.; Situação atual e perspectivas do etanol. **Estudos Avançados**, v 21, p.157-165, 2007.
- MARTINS, Sebastião V. **Recuperação de matas ciliares**. Viçosa, MG: Aprenda Fácil, 2001.
- MASSABNI, A.C.; MELNIKOV, P.; et al. O Cádmiu, seus efeitos no homem e no meio ambiente. **Jornal de Bioquímica Médica**, v 11, p. 5-7, 2002.
- MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J.L.; BAPTISTA, D.F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do estado do Rio de Janeiro**. Technical Books Editora, 174p. 2010.
- NERY, Moizes S. **Desempenhos operacional e econômico de uma colhedora em cana crua**. 2000. 125f. Dissertação (Mestrado em Agronomia), Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo (USP).
- OLIVEIRA RMS, TORNISIELO VL. 2000. Determinação de resíduos organoclorados no leite bovino na bacia do Cerveiro, Piracicaba, SP. **Anais ... VI Encontro de Ecotoxicologia**, pg. 95.
- POSTMA, J.; KYED, M.; et al. Site specific differentiation in metal tolerance in the midge *Chironomus riparius* (Diptera, Chironomidae). **Hydrobiologia**, v 315, p. 159-155,1995.
- POURANG, N.; Heavy metal concentrations in surficial sediments and benthic macroinvertebrates from Anzali wetland, Iran. **Hydrobiologia**, v 331, p. 53-61, 1996.
- RICE, P; GREENWOOD, M.T.; et al. Macroinvertebrate community changes at coarse sediment recruitment points along two gravelbed rivers. **Water Resources Research**, v 37, p. 2793-2803, 2001.
- ROQUE, F.O.; CORBI, J.J.; TRIVINHO-STRIXINO S. Considerações sobre o uso de larvas de Chironomidae (Diptera) na avaliação da qualidade da água de Córregos do Estado de São Paulo. In: **Ecotoxicologia perspectivas para o século XXI** (Eds Espíndola E.L.G., Paschoal C.M.R.B., Rocha O, Bohrer M.B.C. & Neto A.L.O.), pp. 115-126. Rima Editora, São Carlos. 2000.
- ROQUE, F.O.; TRIVINHO-STRIXINO S. Benthic macroinvertebrates in mesohabitats of different spatial dimensions in a first order stream São Carlos-SP. **Acta Limnologica Brasiliensia**, v 13, p. 69-77, 2001.
- SANTOS, A. 1999. **Distribuição de metais no reservatório de captação de água superficial Anhumas Américo Brasiliense– SP**. USP. PhD Thesis, Universidade de São Paulo (USP).
- SEELAND, A.; ALBRAND, J.; et al. Life stage-specific effects of the fungicide pyrimethanil and temperature on the snail *Physella acuta* (Draparnaud, 1805) disclose the pitfalls for the aquatic risk assessment under global climate change. **Environmental Pollution**, v 174, p. 1-9, 2013.

TSCHÖPEL, P.; KOTZ, L.; et al. Zur Ursache und Vermeidung systematischer Fehler bei Elementbestimmungen in wäßrigen Lösungen im ng/ml – und pg/ml-Bereich. **Fresenius Journal Analytical Chemistry**, v 302, p.1-14, 1980.

UNICA – UNIÃO DA INDÚSTRIA DA CANA-DE-AÇÚCAR. 2018. <http://www.unicadata.com.br/>

VANNOTE, R.L.; MINSHALL, G.W.; et al. The River Continuum Concept. Canadian **Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 37, p. 130-137, 1980.

WARD, J.V.; STANFORD, J.A. The serial discontinuity concept in lotic ecosystems. In: FONTANE, T. D.; BARTHELL, S.M. (editores). **Dynamics of lotic ecosystems**. Estados Unidos: Ann Arbor Science, 494 p, 1983.

---

# LIMNOPERNA FORTUNEI NO BRASIL: HISTÓRICO DE DISPERSÃO, BIOLOGIA POPULACIONAL, IMPACTOS E CONTROLE

Daniel de Melo Rosa & Paulo Santos Assis

## INTRODUÇÃO

Um organismo introduzido por meios antrópicos, acidental ou deliberadamente, é comumente classificada como espécie introduzida ou não nativa. A introdução de espécies pelo homem não é uma atividade contemporânea, pois registros datam a existência desta prática há aproximadamente 10 mil anos (PERRY e VANDERKLEIN, 1996). Contudo, a globalização e o crescimento do livre comércio internacional aumentaram drasticamente as taxas de introdução de espécies que, em alguns casos, têm causado alterações ecológicas nos ambientes recipientes, principalmente devido a processos de invasão biológica e homogeneização biótica (VITOUSEK et al., 1997; VITULE et al., 2009; BEZERRA et al., 2017). Particularmente nos ambientes de água doce, dentre os diversos grupos taxonômicos introduzidos, os moluscos bivalves estão entre aqueles que apresentam impactos ecológicos e econômicos mais bem documentados na literatura científica (KELLER et al., 2007; STRAYER, 2010; BOLTOVSKOY e CORREA, 2015). Estes organismos são conhecidos por representarem uma ameaça iminente à biodiversidade nativa (RICCIARDI, 1998) e por comprometerem seriamente a operação de indústrias dependentes de água devido à bioincrustação (MANSUR et al., 2012).

*Limnoperna fortunei* (DUNKER, 1857), conhecido popularmente como mexilhão dourado, é um mitilídeo de água doce (comprimento máximo de cerca de 45 mm, sendo mais comum tamanhos máximos entre 20-30 mm (MORTON, 2015) que habitava originalmente o sul da China, Taiwan e Coreia (MORTON, 1973; NAKAI, 1995). No entanto, entre a década de 1960 e início de 1990 foi introduzido involuntariamente, via água de lastro, em Hong Kong, Argentina e Japão (MORTON, 1975; PASTORINO et al., 1993). Atualmente, no continente sul americano, além da Argentina o mexilhão dourado colonizou países como o Uruguai, Paraguai, Bolívia e Brasil, invadindo ecossistemas aquáticos e estruturas hidráulicas, causando impactos ecológicos e econômicos significativos (BOLTOVSKOY e CORREA, 2015). Sua história de vida e hábitos reprodutivos típicos de bivalves marinhos (*i.e.* sésseis, bissais e com estágio larval planctônico) o permite ocupar um nicho ecológico único em sistemas dulcícolas sul americanos, podendo alcançar densidades extremamente altas nos períodos iniciais de colonização (e.g. acima

de 150.000 ind./m<sup>2</sup>; Darrigran, 2002), além de atuar como efetivos engenheiros do ecossistema alterando o ambiente abiótico por meio da mudança física de sua estrutura (DARRIGRAN e DAMBORENEA, 2011).

Aproximadamente 30 anos após o primeiro registro do mexilhão dourado no continente sul americano e cerca de 20 anos após sua aparição no Brasil, diversos estudos em diferentes áreas das ciências aquáticas têm sido desenvolvidos. O objetivo principal deste capítulo foi reunir as principais informações disponíveis, especialmente em termos de publicação científica, e proporcionar ao leitor o estado atual do conhecimento sobre o mexilhão dourado no Brasil, com foco em aspectos referentes à sua chegada e expansão pelo país, biologia populacional, impactos ambientais e econômicos, bem como sobre os métodos de controle desenvolvidos até o presente momento.

## CHEGADA E EXPANSÃO

A distribuição geográfica do mexilhão dourado no Brasil tem sido estimada por meio de diversos registros de sua presença nos ambientes. Aqui, foram descritos os principais registros que representam os estados e bacias hidrográficas receptoras. Os métodos de detecção da presença do mexilhão dourado mais utilizados foram a observação da presença de adultos por meio da inspeção de blocos submersos, realizada manualmente ou com uso de dragas, pela inspeção de exposições rochosas ao longo da costa e no leito do rio e/ou reservatório, além de serem coletados também em lagos e lagoas marginais. A sua presença em estágios larvais vem sendo detectada também, contudo, por meio da filtragem de determinado volume de água sobre rede de plâncton. No entanto, a identificação de larvas de bivalves por métodos convencionais é dificultada devido à similaridade altamente conservada nestes estágios iniciais (BOEGER et al., 2007). Na tentativa de eliminar este viés na identificação do mexilhão dourado e permitir a detecção precoce de sua presença no ambiente, métodos de análise por meio de marcadores moleculares também foram propostos (PIE et al., 2006). Assim, por meio de métodos distintos de detecção, ou utilizando-os de maneira integrada, a presença do mexilhão dourado tem sido registrada em diversos ambientes dentro do território brasileiro.

A entrada do mexilhão dourado em águas brasileiras provavelmente se deu de forma concomitante em duas diferentes localidades e por meio de duas vias distintas (DARRIGRAN e MANSUR, 2009). A primeira no rio Paraguai, próximo a cidade de Corumbá, estado do Mato Grosso do Sul, no início de 1998 (OLIVEIRA et al., 2006), possivelmente por meio da migração da população que chegou ao rio da Prata em 1991, auxiliada pelo intenso tráfego de navios do sistema hidroviário Paraná/Paraguai.

A segunda no lago Guaíba, estado do Rio Grande do Sul (MANSUR et al., 1999), por meio da água de lastro de navios que aportaram nas áreas mais interiores deste sistema, através da Lagoa dos Patos, sendo esta independente da anterior, uma vez que não há conexão direta entre

a bacia do rio Paraná e a Lagoa dos Patos (MANSUR et al., 2004). Posteriormente, a espécie foi registrada na porção mais ao sul do lago Guaíba, em Arambaré no ano de 2000 e em São Lourenço do Sul em 2001 (MANSUR et al., 2003). Seguindo na direção sul da lagoa dos Patos, o mexilhão dourado foi registrado no Arroio Pelotas e no Canal de São Gonçalo (BRUGNOLI et al., 2005; CAPÍTOLI et al., 2008).

Ainda na região sul do país, o mexilhão dourado foi detectado na Lagoa Mirim e na Lagoa Nicola (BURNS et al., 2006a,b), bem como no alto rio Uruguai, estado de Santa Catarina (AGUDO-PADRÓN e PORTO FILHO, 2013). Poucos anos após os primeiros registros no país, o mexilhão dourado foi detectado no estado do Paraná, próximo à cidade de Curitiba em dois pequenos reservatórios (TAKEDA et al., 2003). Embora não haja conexão entre o rio Paraguai, a represa de Itaipu e o alto rio Paraná, a chegada do mexilhão dourado em Itaipu possivelmente foi auxiliada pela intensa circulação de embarcações de pesca, turismo e transporte que são deslocados frequentemente de um tributário a outro sem nenhum tipo de controle sanitário ou limpeza de cascos (FONTES et al., 2002; DARRIGRAN e MANSUR, 2009).

Em novembro de 2002, a presença do mexilhão dourado foi registrada pela primeira vez no estado de São Paulo, também no rio Paraná, nas proximidades do município de Rosana (AVELAR et al., 2004). De acordo com os autores, a população de mexilhões dourado detectada, provavelmente estava no seu primeiro ano de vida (indivíduos medindo entre 12 e 13.5 mm) e em pleno processo de colonização. O mexilhão dourado seguiu avançando sobre o estado de São Paulo sendo registrado nos reservatórios de Jupia e Ilha Solteira no alto rio Paraná, em 2004 (VON RÜKERT et al., 2004). Ainda com relação ao estado de São Paulo, registros subsequentes da presença do mexilhão dourado foram observados no rio Tietê em 2004, no reservatório de Barra Bonita (OLIVEIRA et al., 2004) e em 2005 nos reservatórios de Ibitinga e Bariri (PARESCHI et al., 2008), e no rio Paranapanema nos reservatórios de Canoas I, Canoas II e Capivara (ROCHA et al., 2011).

Dispersando-se rio acima ao longo do sistema hidroviário Paraná/Tietê, o mexilhão dourado expandiu em direção norte alcançando os estados de Minas Gerais e Goiás, no qual sua presença foi registrada em 2004 no rio Paranaíba, onde era restrito à seção navegável imediatamente abaixo do reservatório da UHE São Simão GO/MG (CAMPOS et al., 2012). No ano de 2016, Silva et al. (2016) relataram a presença do mexilhão dourado no reservatório de Emborcação, no trecho médio do rio Paranaíba. Ainda na porção alta do rio Paraná, o mexilhão dourado foi registrado no rio Grande em 2011, no reservatório de Volta Grande SP/MG (CEMIG *apud* OLIVEIRA et al., 2015). Embora o rio Grande não represente uma hidrovia navegável para embarcações comerciais devido à presença de uma série de barramentos em cascata, registros marcaram a presença da espécie em grande parte do rio Grande como para os reservatórios de Porto Colômbia, Mascarenhas de Moraes e Marimbondo (SANTOS et al., 2012). Possivelmente, isto se deu pelo fato de que outros vetores de dispersão estão presentes nestes rios tais como barcos de pesca, piscicultura e uso de areia retirada de locais infestados.

Recentemente, a presença do mexilhão dourado foi detectada para a região nordeste do

Brasil. Exemplares adultos foram coletados no reservatório de Sobradinho, localizado na porção baixa da bacia do rio São Francisco, sendo este atualmente o registro mais ao norte da distribuição do mexilhão dourado na América do Sul, estendendo em 1.500 km a sua distribuição geográfica no continente (BARBOSA et al., 2016). No entanto, é importante ressaltar que a sua distribuição geográfica no país pode ser ainda maior, uma vez que restam diversos sistemas hídricos a serem inspecionados.

## BIOLOGIA POPULACIONAL

A determinação da densidade média de mexilhões dourado em grandes áreas é dificultada devido à distribuição desigual de seus agrupamentos que está associada não somente a disponibilidade de substrato, mas também ao seu comportamento gregário (BOLTOVSKOY et al., 2006). Dessa maneira, as informações apresentadas são oriundas de estimativas que podem variar entre os ambientes analisados devido a fatores como condições limnológicas locais, período amostral e principalmente a metodologia empregada. Dentro do território brasileiro a densidade populacional do mexilhão dourado foi, até o presente momento, estimada por meio de amostragem de sedimento, arrastos de fundo, raspagem do substrato natural, raízes de plantas submersas, fornecimento de substrato artificial. Os valores apresentados aqui são referentes a estimativas realizadas sobre colônias estabelecidas, não considerando estimativas de densidades larvais na coluna d'água.

No Lago Guaíba, Rio Grande do Sul, um dos primeiros locais de registro da ocorrência do mexilhão dourado no Brasil, Mansur et al. (2003) realizaram análises quali-quantitativas da espécie. Em 2000, um ano e cinco meses após o primeiro registro na região, estes autores observaram sobre raízes de junco (*Scirpus californicus*) uma densidade máxima de 27.275 ind./m<sup>2</sup>, ao passo que em 2001 a máxima registrada alcançou 143.500 ind./m<sup>2</sup>. Neste mesmo ano, porém na bacia do rio Paraná e precisamente no reservatório da UHE Itaipu, por meio de substratos artificiais foi registrado uma densidade máxima de 92.656 ind./m<sup>2</sup> (TAKEDA e FUJITA, 2012).

Ainda com relação à UHE Itaipu, Mata (2011) realizou um monitoramento da densidade populacional do mexilhão dourado ao longo de 10 anos por meio de raspagem junto à comporta de tomada de água, e os seguintes resultados referentes às densidades máximas observadas foram verificados: em 2001 foi registrada uma máxima de 58 ind./m<sup>2</sup>, atingindo picos de densidade nos anos de 2003 (99.437 ind./m<sup>2</sup>) e 2007 (119.333 ind./m<sup>2</sup>) e reduzindo a população nos anos de 2010 (24.514 ind./m<sup>2</sup>) e 2011 (18.833 ind./m<sup>2</sup>). No reservatório Bela Vista, localizado nos limites do reservatório de Itaipu, entre os anos de 2004 e 2005 uma densidade máxima de 204 ind./cm<sup>2</sup> foi detectada por meio de raspagens de boias de PVC (BELZ et al., 2010).

Em 2002, no rio Paraguai, foram observadas densidades de 10.000 ind./m<sup>2</sup>, sendo tais valores restritos a pequenas áreas com presença de rochas (Oliveira et al., 2006). Contudo, ao medir tais densidades em áreas com densa colonização foram registradas máximas de 88.853 ind./m<sup>2</sup>

para juvenis (< 5 mm; Darrigran, 2002) e 35.000 ind./m<sup>2</sup> para adultos do mexilhão dourado (OLIVEIRA e CALHEIROS, 2012).

Ainda na região do Pantanal, em 2005, suas características populacionais foram avaliadas em lagoas marginais no alto rio Paraguai, sendo verificada uma densidade máxima de 3.616 ind./m<sup>2</sup> associados a raízes da macrófita flutuante *Eichhornia crassipes* (MARÇAL e CALLIL, 2012). Com relação ao rio Grande e ao rio Paranaíba (bacia do alto rio Paraná), as densidades máximas encontradas por Campos et al. (2012) foram respectivamente de 2.106 ind./m<sup>2</sup> em 2007 e 847 ind./m<sup>2</sup> em 2006. Segundo a autora, os resultados para o rio Paranaíba são relativamente inferiores àqueles encontrados em outras regiões possivelmente devido à baixa pressão de propágulos e a fatores hidrológicos tais como a energia dos trechos fluviais e mudanças no fluxo à jusante da barragem de São Simão, os quais podem reduzir o assentamento de larvas e consequentemente o crescimento populacional do mexilhão dourado.

## IMPACTOS

Estudos desenvolvidos sob condições laboratoriais sugeriram que densidades elevadas do mexilhão dourado podem causar alterações na comunidade planctônica, reduzindo a abundância de algumas espécies, mas favorecendo o crescimento de outras, devido ao seu comportamento alimentar seletivo (Von RÜCKERT et al., 2004; GAZULHA et al., 2012a,b). Fachini et al. (2012) sugeriram que a seletividade alimentar do mexilhão dourado pode promover o decréscimo na densidade de organismos planctônicos de menor tamanho, tanto do fito quanto do zooplâncton, enquanto rejeita o consumo daqueles organismos maiores ou capazes de evitar a corrente inalan-te do bivalve. Silva e Giani (2018) testaram a potencial influência do mexilhão dourado sobre eventos de floração de cianobactérias tóxicas (*Microcystis aeruginosa*) no ambiente. Os autores concluíram que a presença do mexilhão dourado contribuiu para o sucesso competitivo de *M. aeruginosa*, assim melhorando seu desenvolvimento e permitindo crescimento superior.

Com relação às comunidades bentônicas, alguns estudos têm demonstrado que a presença do mexilhão dourado causou mudanças na estrutura e composição de espécies. A composição de espécies associada às colônias de mexilhão dourado foi avaliada no lago Guaíba por Mansur et al. (2008). Os autores sugeriram que a diversidade de recursos alimentares disponível nas colônias, favoreceu o estabelecimento de espécies de gastrópodes e crustáceos. Por outro lado, um estudo no alto rio Paraná sugeriu que a substituição de grandes áreas cobertas por esponjas de água doce por colônias de mexilhão dourado, representou uma ameaça a espécies de dípteros da família Chironomidae os quais vivem associados a tais esponjas (FUSARI et al., 2008).

Em reservatórios, Linares et al. (2017) sugeriram que a presença de bivalves como o mexilhão dourado nestes ambientes pode limitar a abundância dos bentos associado a substratos não consolidados, tais como Chironomidae e Oligochaeta, aumentar a complexidade das co-

munidades bentônicas e fornecer novas vias energéticas para as mesmas. No entanto, em lagoas marginais rasas no Parque Nacional do Pantanal, foi relatada a ausência de efeitos significativos das colônias de mexilhão dourado sobre a comunidade de invertebrados associados a raízes de *E. crassipes* (MARÇAL e CALLIL, 2008; MARÇAL et al., 2015). De acordo com a autora, a ausência de uma relação negativa entre os invertebrados e a abundância do mexilhão dourado nestes sistemas pode estar relacionada à sua baixa densidade.

Kapusta e Freitas (2012), ao avaliarem as relações entre o mexilhão dourado e a comunidade de macroinvertebrados, concluíram que este bivalve é capaz de modificar a estrutura da comunidade bentônica (e.g. favorecendo o crescimento de algumas espécies e promovendo o deslocamento de outras), e conseqüentemente alterar a cadeia trófica (e.g. se tornando um recurso alimentar para espécies de peixes devido a sua grande abundância e elevadas densidades (DARRIGRAN, 2002). Eventos de bioincrustação de mexilhões dourado sobre a superfície corporal de outros organismos, tais como sobre a carapaça do caranguejo *Aegla platensis* (LOPES et al., 2009), bem como sobre as conchas dos mexilhões *Diplodon deceptus* e *Leila blainvilliana* e o gastrópode *Pomacea canaliculata* (MANSUR et al. (2003) também foram registrados.

Devido a sua densidade elevada em alguns ambientes, o mexilhão dourado tem se tornado um recurso alimentar abundante, especialmente para peixes comercialmente importantes, os quais em termos de número de registros são os principais predadores do molusco no Brasil. O primeiro registro de consumo desta espécie por peixes ocorreu na planície de inundação do alto rio Paraná, onde mexilhões dourados foram encontrados em abundância no trato digestório do armado *Pterodoras granulosus* (CANTANHÊDE et al., 2008). Ainda neste ambiente, Isaac et al. (2014) registraram a presença do mexilhão dourado na dieta de 15 espécies de peixes, sendo considerado como presa predominante no trato digestório da piapara *Megaleporinus obtusidens*.

Ainda no alto rio Paraná, porém em ambientes de reservatório, foi documentado o consumo de mexilhão dourado por 24 espécies de peixes em Itaipu (Oliveira et al., 2010), por 13 espécies em Ilha Solteira (ROSA et al., 2015) e por seis espécies em Volta Grande (Rosa, 2018). Na Lagoa Mirim e Canal de São Gonçalo, estado do Rio Grande do Sul, o mexilhão dourado foi encontrado no trato digestório de 12 espécies (LOPES e VIEIRA, 2012). Novamente em um reservatório, porém no alto rio Uruguai, sua ocorrência foi verificada para 22 espécies de peixes (ÁVILA-SIMAS et al., 2019).

De acordo com os registros citados acima, atualmente em território brasileiro, o mexilhão dourado foi encontrado nos tratos digestórios de 63 espécies de peixes. Uma preocupação referente a este fenômeno, é que em ambientes aquáticos os quais o entorno é explorado por atividades agrícolas, o mexilhão dourado pode atuar como uma espécie bioacumuladora de contaminantes agrícolas, portanto, um consumo frequente destes organismos pelos peixes pode afetar estes animais e conseqüentemente a população humana (SENE, 2017).

Além das alterações ambientais, o mexilhão dourado tem causado sérios problemas em diversos setores da indústria devido a sua habilidade de se incrustar em vários tipos de superfícies submersas. De acordo com Rebelo et al. (2018), 40% das UHEs, representando 55% da capa-

cidade de geração de energia hidrelétrica instalada no país, estão infestadas. Segundo os autores, isto pode gerar uma despesa anual com custos de monitoramento e manutenção, na ordem de 8 milhões de dólares. No entanto, os registros de impactos em estruturas industriais são raramente divulgados em formato de publicações científicas, sendo a maioria das informações a respeito de impactos e soluções, restritas a relatórios internos das empresas.

Em usinas hidrelétricas brasileiras, o mexilhão dourado pode alcançar tubulações, filtros, sistemas de refrigeração, grades e outros tipos de equipamento causando a obstrução dos mesmos e comprometendo a operação (ROLLA e MOTTA, 2010). No Pantanal, embora sejam registradas relativamente baixas densidades, impactos econômicos do mexilhão dourado têm sido observados. Por exemplo, o entupimento de sistemas de resfriamento de embarcações devido à infestação, impediu a circulação de água adequada levando ao superaquecimento e destruição de motores (OLIVEIRA et al., 2006).

## CONTROLE

Devido à situação emergencial imposta ao setor industrial pela invasão do mexilhão dourado, diversas estratégias de controle têm sido desenvolvidas e aplicadas, visando minimizar os impactos econômicos causados, especialmente ao setor elétrico. Um método que vem sendo amplamente utilizado pela indústria é o controle químico a base de dióxido de cloro, conforme relatado por Uliano-Silva et al. (2013). No entanto, é importante ressaltar que a utilização de compostos químicos vem encontrando restrições na medida em que pesquisas são desenvolvidas com relação aos impactos negativos sobre outras espécies e o meio ambiente como um todo (RODRIGUEZ, 2012).

Quanto aos agentes químicos, as concentrações letais do hipoclorito de sódio ( $\text{NaClO}$ ), do dicloro ( $\text{Cl}_2$ ) e do dióxido de cloro ( $\text{ClO}_2$ ) foram determinadas para o mexilhão dourado (CAMPOS, 2009). CALAZANS et al. (2013) realizaram testes de toxicidade para determinação da concentração letal para avaliar o potencial do uso de biocidas microencapsulados. Os autores verificaram os efeitos da mortalidade de mexilhões dourado expostos a cloreto de potássio e compostos quaternários de amônia dissolvidos e microencapsulados.

As concentrações letais do sulfato de cobre para o mexilhão dourado foram determinadas posteriormente em ensaios laboratoriais (SOARES et al., 2009). Além disso, outros compostos químicos têm sido testados para o controle do mexilhão dourado como o cloreto de potássio (CAMPOS, 2009), menadiona bissulfito de nicotinamida, um composto comercial de tanino e amônia quaternária (FERNANDES & COUTINHO, 2008) e hidróxido de sódio (MÄDER NETTO, 2011). Resultados promissores para a redução de impactos em estruturas industriais foram alcançados por meio de tratamentos de longo prazo em tubos de sistemas de refrigeração, utilizando hidróxido de sódio e MXD-100 (ROLLA e MOTA, 2010; CALAZANS et al., 2012).

Em outro estudo, a toxicidade destes compostos químicos foi testada novamente, porém em curto prazo, sendo observado o grande potencial da amônia para o controle do mexilhão dourado em tubulações (MONTRESOR et al., 2013).

Além dos moluscidas, uma série de materiais de revestimento anti-incrustantes tem sido desenvolvida e testada. A utilização de tintas básica sem óxidos, básica com óxidos em concentração de 5%, tintas R e comerciais, testadas em materiais como aço, cerâmica e acrílico, apresentaram resultados satisfatórios (BERGMANN et al., 2010a,b). Um estudo de materiais anti-incrustantes realizado em condições laboratoriais e em campo, avaliou a relação entre a força de desligamento do mexilhão dourado e a energia livre de superfície (FARIA et al., 2006). Os autores relataram que houve diferenças significativas entre os resultados observados em campo e em laboratório, onde os melhores resultados em laboratório foram para os materiais poliméricos e, em campo, os materiais metálicos. Ainda, testes laboratoriais de tintas com pigmentos nanoestruturados de óxidos de cobre e zinco, testes em campo com óxidos nanométricos e convencionais em tinta a base de resina epóxi poliamina, bem como a avaliação de revestimentos de cobre e zinco em partes de equipamentos internos da UHE Bariri, estado de São Paulo, apresentaram resultados satisfatórios também com diferenças entre os testes de campo e de laboratório (BERGMANN et al., 2012).

Coutinho et al. (2012), com base em uma revisão de testes realizados com tintas anti-incrustantes disponíveis em relatórios e publicações científicas, concluiu que dentre os 11 revestimentos existentes no Brasil, aquele que apresentou o melhor resultado, com menor custo ambiental, para controlar a fixação do mexilhão dourado em embarcações e estruturas submersas foi a tinta Coper Bottom 60 do fabricante Sherwin-Williams.

A aplicação de métodos físicos, ao contrário dos métodos apresentados acima, apresenta menor impacto ambiental por não liberar resíduos tóxicos nos ambientes aquáticos. De acordo com Zurita (2012), podem ser utilizados métodos físicos preventivos tais como, filtros de areia, radiação ultravioleta, ultrassom, proteção catódica, bem como métodos corretivos como limpeza mecânica. Santos et al. (2012a,b) demonstraram que a aplicação de radiação ultravioleta e ultrassom apresentaram grande eficiência no controle das larvas do mexilhão dourado.

Com relação aos métodos de controle biológico do mexilhão dourado, assim como os métodos físicos, ainda são pouco explorados no Brasil, sendo até o momento desenvolvido apenas dois trabalhos que avaliaram o potencial de peixes nativos para o controle de densidades populacionais do molusco. Rosa et al. (2019), em uma avaliação experimental, demonstraram fortes impactos da predação pela piapara *Megaleporinus obtusidens* sobre as densidades populacionais do mexilhão dourado em áreas confinadas. De acordo com os autores, o uso de *M. obtusidens* é recomendado como ferramenta auxiliar em sistemas de prevenção integrada (métodos físicos e biológicos; ver XU et al., 2015) e deve ser considerado somente em esforços de controle nas bacias onde a espécie é considerada nativa, evitando assim novas ameaças.

Godoy et al. (2018), avaliaram o potencial de três espécies de peixes do rio Paraná para a

remoção de mexilhões dourado em tanques rede e concluíram que, dentre as três espécies estudadas, somente o pacu *Piaractus mesopotamicus* possui capacidade para controlar as incrustações do bivalve devido ao grande consumo observado. Além disso, uma abordagem recente e, portanto, ainda em fase de teste é a utilização de uma estratégia baseada em biologia sintética para o controle do mexilhão dourado. Inspirados pelo sucesso da aplicação de uma estratégia de acionamento do gene que conferiu a distorção sexual para dois vetores da malária (ver HAMMOND et al., 2016), bem como pela recente publicação do genoma do mexilhão dourado (ULIANO-SILVA et al., 2018), Rebelo et al. (2018) propuseram o desenvolvimento de plasmídeos e CRISPR para editar o genoma do bivalve invasor com o intuito de interferir no seu processo reprodutivo.

Finalmente, uma estratégia que vêm apresentando um crescente nos estudos de combate ao mexilhão dourado no Brasil, são os métodos de detecção precoce (i.e., detecção dos estágios iniciais de desenvolvimento) para uma ação imediata de controle. Um método molecular baseado em *primers* específicos para monitorar a presença de larvas do mexilhão dourado em amostras de plâncton, foi testado e demonstrou ser mais eficiente, mais rápido e mais sensível do que análises microscópicas (PIE et al., 2006; BOEGER et al., 2007). Como esse método é restrito a respostas binárias, recentemente, com intuito de tornar os métodos moleculares ainda mais eficazes, foi desenvolvido um ensaio de PCR em tempo real, o qual realiza uma quantificação das larvas de mexilhão dourado por meios indiretos (PIE et al., 2017). Oliveira Junior et al. (2018), determinaram o padrão RFLP (Polimorfismo no comprimento de fragmentos de restrição) para o mexilhão dourado e para *Corbicula fluminea*. De acordo com os autores, o uso do PCR-RFLP se mostrou um método molecular eficiente e ágil que permitiu a detecção de padrões diferentes no gel de agarose para os dois bivalves testados, sendo assim possível a detecção dos dois invasores em amostras de água.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Embora venha sendo empregada uma gama de esforços na tentativa de monitorar e controlar o crescimento e a expansão do mexilhão dourado dentro do território brasileiro, esta espécie continua ampliando a sua distribuição geográfica no país. Em 2018, o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) definiu o mexilhão dourado como uma das três espécies invasoras prioritárias para o controle e publicou um plano de gestão para o seu controle e erradicação (MMA, 2018). Dessa forma, as autoridades brasileiras estão se esforçando para educar o público em geral no sentido de evitar a dispersão de mexilhões através de suas embarcações, assim como a marinha está empregando esforços para supervisionar os navios e interromper a dispersão por meio da água de lastro. Portanto, a única estratégia razoável para combater o mexilhão dourado é continuar de maneira incansável com todas as ações possíveis em operação, incluindo a pesquisa científica, conforme sugerido anteriormente por Uliano-Silva et al. (2013).

Embora haja um número crescente de informações publicadas a respeito do mexilhão dourado no Brasil, tais como sobre biologia populacional, dispersão, impactos e métodos de controle, estudos sobre seu comportamento, os quais são de fundamental importância no combate a espécies invasoras, ainda são escassos no Brasil. Dentro desta linha de pesquisa, foi encontrado somente o trabalho recente de Pereira et al. (2019), os quais avaliaram experimentalmente o padrão de atividade circadiana do mexilhão dourado. Neste estudo, foram apresentadas informações sobre a habilidade de deslocamento e reassentamento de mexilhões juvenis e adultos. Tais informações possuem implicações importantes para o controle, uma vez que podem representar uma resposta adaptativa do mexilhão dourado aos novos ambientes. Dessa maneira, estudos sobre o comportamento do mexilhão dourado frente a fatores abióticos e bióticos devem ser encorajados, uma vez que estes podem gerar informações fundamentais para o combate, como por exemplo, sobre o conhecimento básico de suas forças e suas fraquezas.

## REFERÊNCIAS

- AGUDO-PADRÓN, A. I.; PORTO FILHO, E. The asiatic golden mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), in the Upper Uruguay River Basin, Southern Brazil: current situation to one year of its regional discovery. **FMCS Newsletter Ellipsaria**, v. 15, n. 2, p. 33-35, 2013.
- AVELAR, W. E. P.; MARTIM, S. L.; VIANNA, M. P. A new occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker 1856) (Bivalvia, Mytilidae) in the State of São Paulo, Brazil. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), v. 64, n. 4, p. 739-742, 2004.
- ÁVILA-SIMAS, S.; REYNALTE-TATAJE, D.; ZANIBONI-FILHO, E. *Fish predators of the golden mussel Limnoperna fortunei* in different environments in a South American subtropical river. **Boletim do Instituto de Pesca** (Impresso), v. 45, n. 2, p. e484, 2019.
- BARBOSA, N. P.; SILVA, F. A.; et al. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae): first record in the São Francisco River basin, Brazil. **Check List**, v. 12, n. 1, p. 1-6, 2016.
- BEZERRA, L. A. V.; ANGELINI, R.; et al. Food web changes associated with drought and invasive species in a tropical semiarid reservoir. **Hydrobiologia** (Impresso), v. 817, n. 1, p. 475-489, 2018.
- BELZ, C. E.; DARRIGRAN, G.; et al. Density, recruitment and shell growth of *Limnoperna fortunei* (Mytilidae), an invasive mussel in tropical South America. **Journal of Freshwater Ecology** (Impresso), v. 25, p. 227-233, 2010.
- BERGMANN, Carlos; VICENZI, Juliane; BASEGIO, Tania; VILLANOVA, Daniela; PEREIRA, Daniel; BERGONCI, Paulo; SANTOS, Cintia; MANSUR, Maria. Seleção de materiais para o controle de incrustações do mexilhão-dourado em hidrelétricas. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Limnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 317-322.
- BERGMANN, C. P.; MANSUR, M. C. D.; et al. Seleção de materiais e revestimentos para auxiliar no controle da incrustação do mexilhão dourado na Usina Hidrelétrica de Ibitinga (SP, Brasil). **Matéria**, v. 15, p. 21-30, 2010a.
- BERGMANN, C. P.; MANSUR, M. C. D.; et al. Avaliação de materiais e revestimentos para controle de incrustações do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). **Biotemas** (Impresso), v. 23, p. 87-100, 2010b.
- BOEGER, W. A.; PIE, M. R.; et al. Testing a molecular protocol to monitor the presence of golden mussel larvae (*Limnoperna fortunei*) in plankton samples. **Journal of Plankton Research**, v. 29, p. 1015-1019, 2007.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N. Ecosystem impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (golden mussel) in South America. **Hydrobiologia** (Impresso), v. 746, p. 81-95, 2015.
- BOLTOVSKOY, D.; CORREA, N.; et al. Dispersion and ecological impacts of the invasive freshwater bivalve *Limnoperna fortunei* in Río de la Plata watershed and beyond. **Biological Invasions** (Impresso), v. 8, p. 947-963, 2006.
- BRUGNOLI, E.; CLEMENTE, J.; et al. Golden mussel *Limnoperna fortunei* (Bivalvia: Mytilidae) distribution in the main hydrographical basins of Uruguay: update and predictions. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** (Impresso), v. 77, n. 2, p. 235-244, 2005.
- BURNS, M. D. M.; GARCIA, A. M.; et al. Bivalvia, Mytilidae, *Limnoperna fortunei*: distribution extension. **Check list** (UNESP), v. 2, p. 41-43, 2006a.
- BURNS, M. D. M.; GERALDI, R. M.; et al. Primeiro registro de ocorrência do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* na bacia de drenagem da Lagoa dos Patos, RS, Brasil. **Biociências**, v. 14, n. 1, p. 83-84, 2006b.

- CALAZANS, S. H. C.; AMERICO, J. A.; et al. Assessment of toxicity of dissolved and microencapsulated biocides for control of the Golden Mussel *Limnoperna fortunei*. **Marine Environmental Research**, v. 91, p. 104-108, 2013.
- CALAZANS, Sávio; FERNANDES, Livia; FERNANDES, Flavio. Outros compostos. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 311-315.
- CAMPOS, M. C. S.; LANZER, R.; CASTRO, P. T. Hydrological stress as a limiting factor of the invasion of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Upper Paraná River (Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia** (Impresso). v. 24, n. 1, p. 64-82, 2012.
- CAMPOS, Savio H.C. **Avaliação de biocidas dissolvidos e microencapsulados para o controle do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857)**. 2009. 63 f. Dissertação (Mestrado em Ciências Biológicas – Biofísica) – Pós-Graduação em Biofísica Ambiental, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2009.
- CANTANHÊDE, G.; HAHN, N. S.; et al. Invasive mollusks in the diet of *Pterodoras granulosus* (Valenciennes, 1821) (Pisces, Doradidae) in the upper Paraná River floodplain. **Ecology of Freshwater Fish** (Impresso), v. 17, p. 47-53, 2008.
- CAPÍTOLI, R. R.; COLLING, L. A.; BEMVENUTI, C. E. Cenários de distribuição do mexilhão dourado *Limnoperna fortunei* (Mollusca – Bivalvia) sob distintas condições de salinidade no complexo Lagunar Patos-Mirim, RS – Brasil. **Atlântica** (Impresso), v. 30, n. 1, p. 35-44, 2008.
- COUTINHO, Ricardo; SOUZA, Estevão; HAJE, Lilian. Tintas anti-incrustantes no controle do mexilhão-dourado. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 323-327.
- DARRIGRAN, G. Potential impact of filter-feeding invaders on temperate inland fresh water environments. **Biological Invasions** (Impresso), v. 4, p. 145-156, 2002.
- DARRIGRAN, G.; DAMBORENEA, C. Ecosystem Engineering Impact of *Limnoperna fortunei* in South America. **Zoological Science**, v. 28, p. 1-7, 2011.
- DARRIGRAN, Gustavo; MANSUR, Maria. Introdução e dispersão do *Limnoperna fortunei*. In: DARRIGRAN, Gustavo; DAMBORENEA, Cristina. (Org.). **Introdução a Biologia das Invasões. O Mexilhão Dourado na América do Sul: biologia, dispersão, impacto, prevenção e controle**. São Carlos: Cubo Editora, 2009. p. 89-110.
- FACHINI, Aline; GAZULHA, Vanessa; PEDROZO, Catarina. Os impactos do mexilhão-dourado sobre a comunidade planctônica. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 255-261.
- FARIA, E. A.; BRANCO, J. R. T.; et al. Estudo das características anti-incrustantes de materiais. **Revista Escola de Minas** (Impresso), v. 59, n. 2, p. 233-238, 2006.
- FERNANDES, F. C.; COUTINHO, R. 2008. Programa para controle do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), nas águas jurisdicionais brasileiras (CT-HIDRO/CNPq). Rio de Janeiro: Instituto de Estudos do Mar Almirante Paulo Moreira (IEAPM), 2008. 381p.
- FONTES, H. M.; TAKEDA, A. M.; FUGITA, D. S. Experience in Itaipu reservoir (Brazil) with artificial substrate (in situ): is it best way of monitoring an invading species like *Limnoperna fortunei* (Bivalvia, Mytilidae)? **Proceedings of International Symposium on Reservoir Management in Tropical and Sub-Tropical Regions**, p. 673-679, 2002.
- FUSARI, L. M.; ROQUE, F. O.; HAMADA, N. Sponge-dwelling Chironomids in the upper Paraná River (Brazil): Little known but potentially threatened species. **Neotropical Entomology** (Impresso), v. 37, p. 522-527, 2008.

- GAZULHA, V.; MANSUR, M. C. D.; et al. Feeding behavior of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) under exposure to toxic cyanobacteria *Microcystis aeruginosa*. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), v. 72, p. 41-49, 2012a.
- GAZULHA, V.; MANSUR, M. C. D.; et al. Grazing impacts of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) on single-celled, colonial and filamentous cyanobacteria. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), v. 72, p. 33-39, 2012b.
- GODOY, A. C.; CORRÊIA, A. F.; et al. Three native species as possible control for *Limnoperna Fortunei* in net cage farming in the Itaipu reservoir. **Water Air and Soil Pollution**, 229: 241, 2018.
- HAMMOND, A.; GALIZI, R.; et al. A CRISPR-Cas9 gene drive system targeting female reproduction in the malaria mosquito vector *Anopheles gambiae*. **Nature Biotechnology**, v. 34, p. 78-83, 2016.
- ISAAC, A.; FERNANDES, A.; et al. Three invasive species occurring in the diets of fishes in a Neotropical floodplain. **Brazilian Journal of Biology** (Impresso). v. 74, p. 16-22, 2014.
- KAPUSTA, Simone; FREITAS, Suzana. *Limnoperna fortunei* na bacia hidrográfica do Rio Jacuí: relações com a comunidade de macroinvertebrados bentônicos. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 243-246.
- KELLER, R. P.; LODGE, D. M.; FINNOFF, D. C. Risk assessment for invasive species produces net bioeconomic benefits. **Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America**. v. 104, p. 203-207, 2007.
- LINARES, M. S.; CALLISTO, M.; MARQUES, J. C. Invasive bivalves increase benthic communities complexity in neotropical reservoirs. **Ecological Indicators**, v. 75, p. 279-285, 2017.
- LOPES, Michelle; VIEIRA, João. Predadores potenciais para o controle do mexilhão-dourado. In: Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 357-363.
- LOPES, M. N.; VIEIRA, J. P.; BURNS, M. D. M. Biofouling of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) over the Anomura crab *Aegla platensis* Schmitt, 1942. **Pan-American Journal of Aquatic Sciences**, v. 4, n. 2, p. 222-225, 2009.
- MÄDER NETTO, Otto S. **Controle da incrustação de organismos invasores em materiais de sistemas de resfriamento de usinas hidrelétricas**. 2011. 86 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais) – Pós-Graduação em Engenharia e Ciência dos Materiais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2011.
- MANSUR, Maria C. D.; DOS SANTOS, Cintia P.; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel C. P.; ZURITA, Manuel L. L.; RODRIGUEZ, Maria T. R.; NEHRKE, Marinei V.; BERGONCI, Paulo E. A. Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção, controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012.
- MANSUR, M. C. D.; SANTOS, P.; et al. Primeiros dados quali-quantitativos do mexilhão-dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker), no Delta do Jacuí, no lago Guaíba e na laguna dos Patos, Rio Grande do Sul, Brasil e alguns aspectos de sua invasão no novo ambiente. **Revista Brasileira de Zoologia** (Impresso), v. 20, n. 1, p.7584, 2003.
- MANSUR, M. C. D.; SANTOS, C. P.; et al. Ocorrência de moluscos límnicos e crustáceo em macroaglomerados do mexilhão dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) sobre sarandi no lago Guaíba (RS, Brasil). **Biotemas** (Impresso), v. 21, n. 4, p. 179-182, 2008.
- MANSUR, Maria; QUEVEDO, Carlos; SANTOS, Cintia; CALLIL, Claudia. 2004. Prováveis vias de introdução de *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mollusca, Bivalvia, Mytilidae) na Bacia da Laguna dos Patos, Rio Gran-

- de do Sul e novos registros de invasão no Brasil pelas Bacias do Paraná e Paraguai. In: SILVA, Julieta; SOUZA, Rosa. (Org.). Água de lastro e bioinvasão. Rio de Janeiro: Interciência, 2004. p. 3338.
- MANSUR, M. C. D.; RICHINITTI, L. M. Z.; SANTOS, C. P. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) molusco bivalve invasor na bacia do Guaíba, Rio Grande do Sul, Brasil. **Biociências** (Impresso), v. 7, n. 2, p. 147-149, 1999.
- MARÇAL, Sandra; CALLIL, Claudia. *Limnoperna fortunei* associada a macrófitas aquáticas na bacia do Rio Paraguai, Mato Grosso. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 201-206.
- MARÇAL, S. F.; CALLIL, C. T. Structure of invertebrates community associated with *Eichhornia crassipes* Mart. (SolmsLaubach) after the introduction of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) in the Upper Paraguay River, MT, Brazil. **Acta Limnológica Brasiliensia** (Impresso), v. 20, p. 359-371, 2008.
- MARÇAL, S. F.; CALLIL, C. T.; SANTOS, R. C. D. Trichoptera (Insecta) in water hyacinth roots: evaluation of the influence of exotic mussel and environmental factors. **Acta Limnológica Brasiliensia** (Impresso), v. 27, p. 341-355, 2015.
- MATA, Frederico A. R. **Abundância e distribuição temporal de *Limnoperna fortunei* Dunker, 1857 (Mollusca, Bivalvia) nos reservatórios de Itaipu (PR) e Jupia (SP)**. 2011. 91 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia de Biomas Tropicais) – Pós-Graduação em Ecologia de Biomas Tropicais, Universidade Federal de Ouro Preto, Ouro Preto, 2011.
- MMA – Ministério do Meio Ambiente. Planos de Prevenção, Erradicação, Controle e Monitoramento de Espécies Exóticas Invasoras. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/informma/item/7505-estrat%C3%A9gia-nacional.html#plano-mexilh%C3%A3o-dourado>. Acesso em: 20 ago. 2018.
- MONTRESOR, L. C.; MIRANDA-FILHO, K. C.; et al. Short-term toxicity of ammonia, sodium Hydroxide and a commercial biocide to golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). **Ecotoxicology and Environmental Safety** (Impresso), v. 92, p. 150-154, 2013.
- MORTON, B. The biology and anatomy of *Limnoperna fortunei*, a significant freshwater bioinvader: blueprints for success, In: BOLTOVSKOY, Demetrio (Org.). ***Limnoperna fortunei*. The ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel**. London: Springer, 2015. P. 231-248.
- MORTON, B. The colonization of Hong Kong's raw water supply system by *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857) (Bivalvia: Mytilacea) from China. **Malacological Review**, v. 8, p. 91-105, 1975.
- MORTON, B. Some aspects of the biology and functional morphology of the feeding and digestion of *Limnoperna fortunei* (Dunker) (Bivalvia: Mytilacea). **Malacologia**, v. 12, p. 265-281, 1973.
- NAKAI, K. Intrusion of the freshwater mytilid mussel, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857), into Japan. **Kansai Shizhenhogo Kiko**, v. 17, p. 45-56, 1995.
- OLIVEIRA, C. R. C.; FUGI, R.; et al. Fish as potential controllers of invasive mollusks in a neotropical reservoir. **Natureza & Conservação**, v. 8, p. 140-144, 2010.
- OLIVEIRA, Marcia; CALHEIROS, Débora. *Limnoperna fortunei* na bacia do rio Paraguai, Mato Grosso do Sul, In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 61-74.
- OLIVEIRA, Marcia; CAMPOS, Mônica; PAOLUCCI, Esteban; MANSUR, Maria; HAMILTON, Stephen. Colonization and spread of *Limnoperna fortunei* in South America. In: BOLTOVSKOY, Demetrio. (Org.). ***Limnoperna fortunei*: the ecology, distribution and control of a swiftly spreading invasive fouling mussel**. Cham (Switzerland): Springer International Publishing, 2015. p. 333-355.

- OLIVEIRA, M. D.; PELLEGRIN, L. A.; BARRETO, R. R.; XAVIER, I. G. Área de ocorrência do mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) na Bacia do Alto Paraguai entre os anos de 1998 e 2004. Corumbá: EMBRAPA. n. 64, 19 p. 2004.
- OLIVEIRA, M. D.; TAKEDA, A. M.; et al. Invasion by *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Bivalvia, Mytilidae) of the Pantanal wetland, Brazil. **Biological Invasions** (Impresso), v. 8, n. 1, p. 97-104, 2006.
- OLIVEIRA JUNIOR, R. B.; PAULA, R. S.; et al. RFLP pattern determination for the invasive bivalves *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) and *Corbicula fluminea* (Muller, 1774). **Revista Ambiente & Água** (Impresso). v. 13, n. 3, p. e2172, 2018.
- PARESCI, D. C.; MATSUMURA-TUNDISI, T.; et al. First occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the Rio Tietê watershed (São Paulo State, Brazil). **Brazilian Journal of Biology** (Impresso), v. 68, p. 1107-1114, 2008.
- PASTORINO, G.; DARRIGRAN, G.; et al. *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) (Mytilidae), nuevo bivalvo invasor en aguas del río de La Plata. **Neotropica**, v. 39, p. 34, 1993.
- PEREIRA, S. M.; COLARES, E. P.; VIEIRA, J. P. How far can the Golden mussel (*Limnoperna fortunei* – Mytilidae) go with its own foot? **International Journal of Zoology and Animal Biology**, v. 2, n. 5, p. 000160, 2019.
- PERRY, Jim; VANDERKLEIN, Elizabeth L. Water quality: Management of a natural resource. John Lemons: Biddeford, 1996.
- PIE, M. R.; BOEGER, W. A.; et al. A fast and accurate molecular method for the detection of larvae of the golden mussel *Limnoperna fortunei* (Mollusca: Mytilidae) in plankton samples. **Journal of Molluscan Studies** (Impresso), v. 72, p. 218-219, 2006.
- PIE, M. R.; STROHER, P. R.; et al. Development of a real-time PCR assay for the detection of the golden mussel (*Limnoperna fortunei*, Mytilidae) in environmental samples. **Anais da Academia Brasileira de Ciências** (Impresso), v. 89, p. 1041-1045, 2017.
- REBELO, M. F.; AFONSO, L. F.; et al. A sustainable synthetic biology approach for the control of the invasive golden mussel (*Limnoperna fortunei*). **PeerJ Preprints**, v. 6, p. e27164v3, 2018.
- RICCIARDI, A. Global range expansion of the Asian mussel *Limnoperna fortunei* (Mytilidae): another fouling threat to freshwater systems. **Biofouling** (Impresso), v. 13, p. 97-106, 1998.
- ROCHA, O.; ESPÍNDOLA, E. L. G.; et al. Animal invaders in São Paulo state reservoirs. **Oecologia Australis** (Impresso), v. 15, n. 3, p. 631-642, 2011.
- RODRIGUEZ, Maria. Controle Químico: Conceitos Básicos. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores no Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 297-298.
- ROLLA, Maria; MOTA, Hélen. 2010. Response of a major Brazilian utility to the golden mussel invasion. In: MACKIE, Gerald; CLAUDI, Renata (Org.). **Monitoring and control of macrofouling mollusks in fresh water systems**. Boca Raton: Taylor and Francis Group, 2010. p. 396-403.
- ROSA, Daniel M. **Relações tróficas entre peixes e presas não nativas em reservatórios do rio Grande, bacia do alto rio Paraná**. 2018. 96 f. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) – Pós-Graduação em Ecologia Aplicada, Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2018.
- ROSA, D. M.; GASPAR, M. R. C.; et al. Impacts of predation by piapara *Megaleporinus obtusidens* (Valenciennes, 1837) on the population densities of the invasive golden mussel *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857). **Biological Control** (Impresso), v. 129, p. 158-163, 2019.

- ROSA, D. M.; SANTOS, G. B.; et al. Occurrence of *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) in the fish diet from a south-eastern Brazilian reservoir. **Journal of Applied Ichthyology** (Impresso), v. 31, n. 1, p. 188-191, 2015.
- SANTOS, Cintia; VICENZI, Juliane; BERUTTI, Felipe; MANSUR, Maria; BERGMANN, Carlos; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; ZURITA, Manuel. Controle de bivalves com a utilização de ultrassom. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012a. p. 339-341.
- SANTOS, Cintia; RODRIGUEZ, Maria; MANSUR, Maria; NEHRKE, Marinei; ZURITA, Manuel. Controle de *Limnoperna fortunei* com aplicação de radiação ultravioleta. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012b. p. 335-338.
- SANTOS, Sonia; THIENGO, Silvana; FERNANDEZ, Monica; MIYAHIRA, Igor; GONÇALVES, Isabela; XI-MENES, Renata; MANSUR, Maria; PEREIRA, Daniel. 2012. Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 24-49.
- SENE, Andressa M. **Presença de contaminantes em macroinvertebrados bentônicos do reservatório de Volta Grande, bacia do alto rio Paraná**. 2017. 36 f. TCC (Bacharelado em Ciências Biológicas) – Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2017.
- SILVA, F. A.; BARBOSA, N. P. U.; CARVALHO, V. A.; CARDOSO, A. V. CBEIH, 2016. Boletim de Alerta 4: Confirmada a presença do mexilhão-dourado (*Limnoperna fortunei*) no reservatório de Emborcação (trecho médio do rio Paranaíba). Technical Report. doi: 10.13140/RG.2.2.12941.74729
- SILVA, F. A.; GIANI, A. Population dynamic of bloom-forming *Microcystis aeruginosa* in the presence of the invasive bivalve *Limnoperna fortunei*. **Harmful Algae**, v. 73, p. 148-156, 2018.
- SOARES, M. F.; PEREIRA, D.; et al. Toxicidade do Sulfato de Cobre ao Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em Água Bruta. **Journal of the Brazilian Society of Ecotoxicology** (Impresso), v. 4, p. 37-48, 2009.
- STRAYER, D. L. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. **Freshwater Biology** (Impresso), v. 55, n. 1, p. 152-174, 2010.
- TAKEDA, Alice; FUJITA, Daniele. Experiência da procura e monitoramento no início da invasão de mexilhão-dourado no Rio Paraná e no reservatório de Itaipu. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnicos Invasores No Brasil**: Biologia, Prevenção e Controle. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 207-217.
- TAKEDA, A. M.; MANSUR, M. C. D.; et al. Ocorrência da espécie invasora de Mexilhão Dourado, *Limnoperna fortunei* (Dunker, 1857) em dois pequenos reservatórios próximos a Curitiba, PR. **Acta Biológica Leopoldensia** (Impresso), v. 25, n. 2, p. 251-254, 2003.
- VITOUSEK, P. M.; MOONEY, H. A.; et al. Human domination of Earth's ecosystems. **Science** (Impresso), v. 277, n. 5325, p. 494-499, 1997.
- ULIANO-SILVA, M; DONDERO, F.; et al. 2018. A hybrid-hierarchical genome assembly strategy to sequence the invasive golden mussel, *Limnoperna fortunei*. **GigaScience**, v. 7, p. 1-10, 2018.
- ULIANO-SILVA, Marcela; FERNANDES, Flávio; DE HOLANDA, Igor; REBELO, Mauro. Invasive species as a threat to biodiversity: the golden mussel *Limnoperna fortunei* approaching the Amazon river basin. In: ALLODI, Silvana. (Org.). **Exploring themes on aquatic toxicology**. Kerala: Research Signpost, 2013. p. 1-14.

- VITULE, J. R. S.; FREIRE, C. A.; SIMBERLOFF, D. Introduction of non-native freshwater fish can certainly be bad. **Fish and Fisheries** (Impresso), v. 10, n. 1, p. 98-108, 2009.
- VON RUCKERT, G.; CAMPOS, M. C. S.; ROLLA, M. E. Alimentação de *Limnoperna fortunei* (Dunker 1857): taxas de filtração com ênfase ao uso de Cyanobacteria. **Acta Scientiarum Biological Sciences** (Impresso), v. 26, n. 4, p. 421-429, 2004.
- XU, M.; DARRIGRAN, G.; et al. Experimental study on control of *Limnoperna fortunei* biofouling in water transfer tunnels. **Journal of Hydro-environment Research** (Impresso), v. 9, p. 248-258, 2015.
- ZURITA, Manuel. Controle Físico: conceitos básicos. In: MANSUR, Maria; SANTOS, Cintia; PEREIRA, Daniel; PAZ, Isabel; ZURITA, Manuel; RODRIGUEZ, Maria; NEHRKE, Marinei; BERGONCI, Paulo. (Org.). **Moluscos Límnico Invasores No Brasil: Biologia, Prevenção e Controle**. Porto Alegre: Redes Editora, 2012. p. 331-333.

---

# DESENVOLVIMENTO INSUSTENTÁVEL, DEGRADAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS E A MAGNITUDE DAS DOENÇAS EMERGENTES

Mirna Aparecida Pereira

## O AMBIENTE E SUAS IMPLICAÇÕES PARA A SAÚDE HUMANA

A crescente inferência dos problemas ambientais intrínsecos a saúde humana, contemporaneamente, tem seus pilares enraizados no enfrentamento de três grandes questões, sendo elas (i) crescimento populacional; (ii) recursos que geram desperdício e são insustentáveis; (iii) resíduos correlacionados com condições de pobreza.

Com o expressivo aumento da população e mais recentemente da urbanização, a pressão sobre os ambientes é cada vez maior. O desenvolvimento urbano acelerado, comum nas grandes cidades, contribui substancialmente para a degradação ambiental local, com áreas densas ocupadas desordenadamente propiciando uma realidade que tem seus reflexos nas condições deficientes de higiene. Diversas ações contribuem para uma deterioração cada vez mais acentuada dos mananciais de água próximos aos centros urbanos, devido à deposição inadequada dos resíduos sólidos ou ao lançamento de despejos domésticos e industriais, na grande maioria, sem tratamento e de difícil controle quantitativo, fatores esses que aumentam a exposição dos residentes a diversos perigos ambientais correlacionados a riscos sociais.

A sociedade contemporânea no contexto urbano requer o entendimento de sua dinâmica e dos fatores que influenciam a sua qualidade de vida. Dessa forma, compreender os riscos, suas causas e consequências, exige reflexões sobre as condições de saúde da população e a influência direta e indireta da qualidade ambiental das cidades (AYACH ET al., 2012).

A ingerência do meio ambiente na saúde humana remonta à antiguidade, se estabelecendo no século XIX, entretanto, no último século, e particularmente nos últimos 50 anos, os humanos mudaram globalmente os ecossistemas mais rapidamente e extensivamente do que em qualquer outro período da história, e particularmente, a partir da Revolução Industrial, com o crescimento e expansão dos processos produtivos, com a transformação de energias e materiais para a produção de matérias-primas e bens de consumo, acompanhado de uma maior demanda nos serviços dos ecossistemas. Segundo Bellen (2005), o processo de industrialização e o desenvolvimento da economia global baseiam-se em uma lógica em que o crescimento de curto prazo se sobrepõe ao crescimento de longo prazo, afetando os ecossistemas e degradando o capital natural do planeta (serviços ofertados pelos ecossistemas).

Sob o escudo do capitalismo, em seu estágio atual denominado de globalização, a humanidade de um modo geral, tem sua vida cada vez mais assentada em aspectos ligados à economia. O consumismo é a característica básica da moderna sociedade capitalista na qual a visão de mundo que a conforma remete a um comprometimento do individual com a lógica de acumulação, e que para se desenvolver explora os recursos naturais, degradando-os e esgotando-os.

A disponibilidade dos recursos hídricos definitivamente está ligada à qualidade do ambiente e da água, uma vez que a poluição das fontes hídricas pode coibir diferentes tipos de usos. O aumento do despejo de esgoto não tratado ou tratado de forma inadequada, combinado ao escoamento agrícola e as águas residuais inadequadamente saneadas oriundas das indústrias, resultaram na degradação da qualidade dos mananciais em todo o mundo (UNESCO, 2017; WHO/UNICEF, 2017). Neste contexto, se a sociedade pretende possuir água potável que possa ser consumida no futuro, deve acima de tudo rever suas atividades, sejam elas domésticas, comerciais ou industriais, pois, todas possuem implicações que acabam diretamente ou indiretamente degradando os corpos hídricos disponíveis.

Sabe-se que, a pegada ecológica de uma população tecnologicamente avançada é, em geral, maior do que a de uma população pouco desenvolvida, e está diretamente ligada à crescente demanda mundial por bens de consumo, o que coloca em risco os principais recursos naturais do planeta, em especial os recursos hídricos. Hoje, os padrões de consumo de água são insustentáveis. Isto porque, o crescimento populacional, a urbanização acelerada, os movimentos migratórios, a industrialização e o aumento dos níveis de produção e consumo resultaram em um aumento constante na demanda por recursos hídricos. Tais processos, também contribuíram para a poluição dos mananciais, reduzindo desta forma sua oferta e comprometendo a capacidade dos ecossistemas e do ciclo hidrológico da água de satisfazerem a exigência mundial crescente por água de boa qualidade (GIACOMIN e OHNUMA Jr., 2012).

Os recursos hídricos são limitados e têm um papel relevante no desenvolvimento econômico e social. Neste contexto, os avanços na gestão da água exigem o conhecimento da disponibilidade da demanda de recursos hídricos, como subsídio para definir ações prioritárias para conservação da água (PINHEIRO et al., 2019). Existem hoje, algumas ferramentas de gestão que auxiliam o cálculo de quantidade do uso da água, e entre elas, encontra-se a Pegada Hídrica. Criada em 2002 por Arjen Hoekstra, esta ferramenta promove também uma maior transparência sobre o consumo de água, evidenciando os gastos “ocultos”, nos meios de produção e na cadeia de abastecimento de um produto final (HOEKSTRA e MEKONNEN, 2012).

A Pegada Hídrica (*Water Footprint-WF*), especificamente aplicada na questão da utilização dos recursos hídricos, é um indicador ambiental que se concentra em avaliar as necessidades de água para sustentar o estilo de vida de uma pessoa, região, nação, empresa e produto, e além de mostrar a extensão do uso da água em relação ao consumo das pessoas, representa o volume de água total gasto na cadeia produtiva de um bem ou serviço, assim como o consumo direto e indireto no processo de produção. É um indicador de uso de água doce que observa não apenas

o uso direto por parte do consumidor ou do produtor, mas também, o uso indireto da água, e pode ser considerado como um indicador global de apropriação de recursos hídricos (GIACOMIN e OHNUMA Jr., 2012). Estudos que quantificam e mapeiam a Pegada Hídrica (WF) da humanidade em alta resolução espacial foram feitos por Hoekstra e Mekonnen (2012) a título de informar sobre o uso consuntivo de água pluviais (WF verde), de águas subterrâneas e superficiais (WF azul) e volume de água poluída (WF cinza).

À vista disso, a pobreza é uma condição em que as pessoas são incapazes de satisfazer as suas necessidades básicas de alimentação e higiene adequadas, água salubre, abrigo, saúde e educação apropriadas. Os “pobres” produzem e reproduzem a desigualdade no plano social, político, econômico e cultural, definindo para eles um lugar na sociedade (YAZBEK, 2012). Nesse contexto, a pobreza é responsável por um sem-número de efeitos nocivos ao ambiente e à saúde global. Embora as pessoas pobres dos países menos desenvolvidos por si só usem poucos recursos, porque não têm outra escolha, os seus substanciais tamanhos populacionais predispõem a um impacto socioambiental elevado (MILLER e SPOOLMAN, 2015). Sabe-se que a degradação ambiental e o esgotamento dos recursos afetam a qualidade de vida da sociedade em geral, mas, principalmente, as condições das pessoas mais pobres, na medida em que elas estão mais expostas a ambientes de risco e, muitas vezes, dependem da natureza como fonte direta dos meios de subsistência.

Por conseguinte, a pobreza responde a dois determinantes imediatos, a escassez agregada de recursos e má distribuição dos recursos existentes. Sendo assim, a pobreza é um problema complexo e multidimensional, com origem ao mesmo tempo na área nacional e na área internacional. Não sendo possível encontrar uma solução uniforme, com aplicação universal para o combate à pobreza, sendo esse combate, uma responsabilidade conjunta de todos os países (SERRA e SERRA, 2013).

É eminente que, a escala, magnitude e incertezas que permeiam a factual crise ambiental demonstram como as atividades humanas vêm produzindo drásticas mudanças ambientais, nos níveis local e global, resultando em inúmeros e sérios problemas de saúde humana (FREITAS, 2007; BORTOLANZA, e CALGARO, 2016). Doenças emergentes, reemergentes ou oportunistas se apresentam nesse contexto, e a ecologia e evolução de agentes patogênicos estão relacionadas às pressões do ambiente e aos hábitos e cultura das populações que vivem em diferentes classes e condições sociais (GIANGASPERO et al., 2014). Nas últimas décadas, um importante problema de saúde pública refere-se aos protozoários emergentes e reemergentes potencialmente patogênicos, não apenas pela gravidade das infecções que produzem nos hospedeiros, mas essencialmente por suas rotas de transmissão e seu potencial risco zoonótico (KOSTOPOULOU, 2018)

A urbanização das doenças emergentes e reemergentes, a modernização do consumo insustentável produzindo sujidades, resíduos e contaminação, a crescente proximidade entre seres humanos, animais domésticos, a inegável “humanização” dos animais de estimação, a procriação desordenada de animais de produção em propriedades rurais, além da interação já existente

dentre cada grupo, possibilita a manutenção de um fluxo contínuo de agentes microbianos com diferentes níveis de patogenicidade (GODOY e CUBAS, 2011), fato que surge atualmente como um grave problema de saúde pública, visto que, é preocupante o número cada vez maior de enfermidades zoonóticas, sejam elas de etiologia parasitária, bacteriana ou micótica. Ressalta-se que, as zoonoses podem se constituir em infecções oportunistas e muitas delas têm surgido de forma emergente ou reemergente, dificilmente diagnosticadas na grande maioria pelos altos custos inerentes, promovendo assim, sérios impactos à saúde animal, ao meio ambiente e consequentemente à saúde humana (ZANELLA, 2016).

A ideia é justamente trazer tais assuntos para a pauta acadêmica e tecnológica, destacando o que a ciência, pesquisadores e órgãos governamentais estão fazendo para enfrentar os desafios e apoiar, oferecendo suporte, o desenvolvimento e adaptação de ferramentas metodológicas diagnósticas e de avaliação de riscos à saúde, em particular atribuídos aos sistemas hídricos e do controle da contaminação inerente a eles. O estudo das controvérsias é uma ferramenta metodológica incomensurável para o conhecimento das dimensões sociais e políticas da ciência.

## **IMPACTOS DAS MUDANÇAS AMBIENTAIS GLOBAIS: DOENÇAS DE VEICULAÇÃO HÍDRICA**

É imprescindível, nos dias de hoje, que se discuta sobre as relações entre saúde e ambiente, face à epidemiologia das doenças de veiculação hídrica no contexto das mudanças ambientais globais, incluindo avanços científicos e tecnológicos, além de políticas públicas mais satisfatórias e determinantes de um controle e prevenção seguros contra um sem número de enfermidades em evolução. A saúde ambiental integra as dimensões histórica, espacial e coletiva das situações nas quais estão inseridas, a partir da qualidade de vida das populações e dos ecossistemas (AUGUSTO, 2003; FORSTINUS, et al., 2016).

Nos anos de 2017 a 2018, segundo boletim epidemiológico da SVS (Secretaria de Vigilância em Saúde – CE), foram notificados 38 surtos de DTHA – Doenças de Transmissão Hídrica e Alimentar, no SINAN. Deste modo, pode-se inferir a existência de associação significativa entre a destinação sanitária em esgoto com a mortalidade e com o coeficiente de internação por DTHA (PENSO-CAMPOS et al., 2019).

Recentemente, a Organização Mundial de Saúde (2017) surpreendeu ao revelar, que nos dias de hoje, cerca de 2 bilhões de pessoas no mundo consomem água contaminada por matérias fecais, e 2,6 bilhões de pessoas carecem de serviços de saneamento básico adequado. Esta população diariamente corre risco fatal, prova disso é a estimativa do próprio Órgão ao publicar, após dois anos do estabelecimento destas metas no relatório anual “Análise Mundial e Avaliação do Saneamento e Água Potável, que, todos os anos ocorrem mais de 500 mil mortes ocasionadas por agentes entéricos (OMS, 2017). Saúde e meio ambiente têm estreita relação. Em geral,

os impactos causados ao meio ambiente constituem, também, consequências à saúde humana. Dados globais da OMS estimam que 3,5 milhões de pessoas, entre elas crianças, morrem, anualmente de enfermidades relacionadas à água, além disso, seis em cada dez pessoas carecem de saneamento básico adequado e seguro (JURAS e MACHADO, 2015; OPAS/OMS, 2017). O ônus decorrente de doenças ocasionadas por condições inadequadas de oferta de água, saneamento e higiene totaliza, anualmente 17 milhões de mortes, com tendência a expansão (JURAS e MACHADO, 2015)

Dados inéditos do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) mostram que 71,8% dos municípios brasileiros não possuíam, em 2011, uma política municipal de saneamento básico. A estatística corresponde a 3.995 cidades que não respeitam a Lei Nacional de Saneamento Básico aprovada em 2007 (IBGE, 2012). Esses dados, também apontam que o serviço de esgotamento sanitário nesses municípios, ainda não atingiu uma condição satisfatória, alcançando apenas 55,2% das sedes municipais contempladas. Confrontando esta questão de deficiência no saneamento básico, chega-se ao favorecimento das portas de entradas ideais para os microrganismos parasitários, os quais podem contaminar o homem de forma passiva ou ativa (IBGE, 2013).

O crescimento rápido da população urbana e da industrialização está submetendo a graves pressões os recursos hídricos e a capacidade de proteção ambiental de muitas metrópoles. Além disso, grandes aglomerações urbanas estão localizadas em torno de estuários e zonas costeiras. Essa situação leva à poluição pela descarga de resíduos municipais e industriais, combinada com a exploração excessiva dos recursos hídricos disponíveis, ameaçando meio ambiente marinho e o abastecimento de água doce (ONU/Agenda 21, 1992; PBMC, 2016).

Ressalta-se que, as doenças infecciosas e transmissíveis surgem, seja pela modificação das relações entre o homem e o ambiente, seja pela exposição aos patógenos, a fatores físicos, a novos fatores químicos, seja por razões de ordem genética. De outra forma, elas sucumbem quando são corretamente diagnosticadas e controladas.

No entanto, o comportamento humano é que tem sido um dos mais relevantes para o aparecimento dos recentes e incomuns patógenos emergentes e do retorno dos reemergentes ao meio ambiente. Ao inferirmos esses micro-organismos patogênicos incumbidos da emergência de inúmeras doenças infecciosas, é incontestável que as consequências para a saúde humana, da versatilidade dos parasitos, bactérias, vírus, fungos, e dos obstáculos da produção e oferta instantânea de fármacos, aliadas ao uso doméstico desmesurado de antibióticos, e simultaneamente à falta de responsabilidade e precaução relativa ao saneamento básico inadequado, pode-se compreender e assentir o caráter interdependente dos sistemas sociais e naturais (GRISOTTI, 2010; PRADO e SATO, 2017).

A insustentabilidade do padrão de urbanização se caracteriza pela prevalência de um processo de expansão e ocupação dos espaços intra e interurbanos que, na maior parte dos casos, configura uma dramática realidade, a qual exhibe baixa qualidade de vida para parcelas significativas da população. À medida que o processo de urbanização avança para as áreas mais periféricas, o quadro se agrava pela falta de planejamento de usos e ocupação do solo, além da degradação de

corpos d'água receptores. As ocupações irregulares em áreas de mananciais e encostas refletem a falta de opções para os pobres urbanos (JACOBI e GRANDISOLI, 2017).

Doenças de veiculação hídrica geralmente possuem rotas de propagação fecal-oral, com exceção daquelas transmitidas por vetores. Os esgotos e excrementos humanos e de outros animais infectados são causas importantes dessa deterioração da qualidade da água, especialmente em países não desenvolvidos. Tais efluentes contêm micro-organismos patogênicos, pesticidas, metais pesados, produtos industrializados, fármacos, drogas ilícitas sendo as consequências dessas emissões extremamente graves para os sistemas biológicos como um todo (MORAES e JORDÃO, 2002; MONTAGNER et al., 2017).

De outra forma, as diversas atividades agrícolas e/ou pecuária desordenadas, são responsáveis pelo grande impacto da agricultura sobre a qualidade dos recursos hídricos, com frequência, estão relacionadas a algumas fontes difusas – contaminação por agentes agroquímicos e significativa propagação de patógenos zoonóticos específicos (TOLEDO e NICOLELLA, 2002; TOLEDO et al., 2017).

A criação intensiva de animais de produção agropecuária propicia um aumento na concentração de resíduos fecais – frequentemente em instalações locais rurais – que são lixiviadas contaminando assim as águas superficiais e subterrâneas, (WRIGHT, 2001; Teixeira et al., 2019). Além disso, merece destaque o fato de que a poluição das águas pelas fezes de alguns animais, mais do que se constituir numa fonte notória de contaminação ambiental por micro-organismos, também representa um importante fator na transmissão zoonótica (PISARSKI, 2019). Especialmente, os bovinos, geralmente, agem como portadores sintomáticos ou assintomáticos de micro-organismos patogênicos que são naturalmente transmissíveis entre os animais e o homem, tais como, *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp., *Escherichia coli* 0157, *Salmonella* spp. entre outros, podendo assim, provocarem infecções tanto em outros animais sadios como no próprio homem (KIRBY et al., 2003; PISARSKI, 2019).

Além disto, a drenagem hídrica das fezes desses animais presentes no solo pode, via contaminação dos reservatórios de água, levar à contaminação até a produção de alimentos frescos. Relatos sobre a enfermidade conhecida por Criptosporidiose, chamam a atenção para a transmissão zoonótica por contato com animais jovens infectados (bovinos e caprinos) e para o consumo de água contaminada por formas evolutivas infectantes e resistentes do agente parasitário causador desta protozoonose, naturalmente transmitidos por animais de produção rural (CASEMORE, 1990a, BRIDGMAN et al., 1995; GALVÃO et al., 2012; VARGAS Jr. et al., 2014; MADRID et al., 2015; ZAHEDI, 2018; TEIXEIRA et al., 2019).

Aliado à disseminação de agentes patogênicos presentes na matéria fecal excretada, o aumento excessivo de nutrientes na água, sobretudo fósforo e nitrogênio, contribuem para a eutrofização dos corpos hídricos, especialmente preocupantes em mananciais. Esse evento, associado ao aumento da temperatura da água, contribui para a proliferação excessiva de certos micro-organismos, a exemplo das cianobactérias, que são responsáveis por sérias implicações à

saúde pública (FUNARI et al., 2012, POMPÊO, 2017; MINASYAN et al., 2018; CAMPOS e TEIXEIRA-Filho, 2019; QUEIROZ et al., 2019)

De acordo com Sant'Anna e Azevedo (2000), já foram registradas as ocorrências de pelo menos 20 espécies de cianobactérias potencialmente tóxicas, incluídas em 14 gêneros, em diferentes, ambientes aquáticos brasileiros. Segundo os autores, a espécie *Microcystis aeruginosa* apresenta a distribuição mais ampla no Brasil e *Anabaena* é o gênero com maior número de espécies potencialmente tóxicas (*A. circinalis*, *A. flos-aquae*, *A. planctonica*, *A. solitaria* e *A. spiroides*) (Apud AGUJARO, 2007; MANACH et al., 2019).

A proliferação de florações de cianobactérias em mananciais de abastecimento público tornou-se um problema emergente e vem preocupando a comunidade científica, assim, tornou-se pauta de diversos debates em face de seus impactos no tratamento e adequação da água potável, e em última instância na saúde da população. O grande aporte de nitrogênio e fósforo, associados com a condição lântica dos corpos hídricos, favorece o aparecimento de florações intensas de cianobactérias e algas, sendo mais comum, as formações de cianobactérias que são potencialmente produtoras de cianotoxinas (MORENO et al., 2011; JARDIM et al., 2014; CRUZ et al., 2016).

Algumas espécies de cianobactérias de água doce, principalmente as planctônicas que predominam em florações, podem produzir estas toxinas em larga escala liberadas como metabólitos secundários. Todas as cianobactérias oriundas de um *bloom* ou de um *scum* possuem a aptidão de produzir cianotoxinas. Em estudos sistemáticos em países em desenvolvimento (África, Ásia, América do Sul), cerca de 25% a 70% das florações de cianobactérias mostraram ser predominantemente tóxicas, ou seja, dos 50 gêneros existentes destes organismos de água doce, no mínimo, oito (*Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Coelosphaerium*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Gloeotrichia*, *Nodularia* e *Nostoc*) contém espécies tóxicas. Assim sendo, atenção especial deve ser dada quando ocorrem tais florações, mesmo em contagens de células relativamente baixas, no intuito de proteger crianças e bebês de possíveis riscos. Com base nos valores relacionados e na ocorrência de toxinas, pode-se concluir que a exposição crônica e subcrônica às toxinas de cianobactérias ocorre em algumas populações, sobretudo em países não desenvolvidos onde altas proporções da população consomem diretamente águas superficiais não tratadas, de lagoas, vala, rio ou água de reservatórios (DUY et al., 2000; LAPOLLI et al., 2011; MINASYAN et al., 2018).

Há carência de estudos epidemiológicos, com informações de efeitos agudos e crônicos das cianotoxinas sobre os humanos, voltados para avaliações de risco que possam proteger a população dos perigos inerentes, por exemplo a ambientes aquáticos recreacionais, sendo necessário, também, o desenvolvimento de biomarcadores de exposição, susceptibilidade e efeitos de cianotoxinas em humanos e populações naturais (AGUJARO, 2007; LERCHE, 2018).

O crescimento da agroindústria em algumas regiões do Brasil tem sido significativamente acelerado no século XXI. Ressalta-se que, a grande biomassa de cultivos mono-específicos e a necessidade de intensificar o crescimento e produção vegetal, pelo uso extensivo de fertilizantes, têm causado uma rápida eutrofização de rios e reservatórios, que tem resultado num crescimento

elevado de macrófitas aquáticas e altas concentrações de fósforo na coluna d'água ou no sedimento. Por outro lado, a taxa de urbanização tem também sofrido um crescimento rápido, com o consequente aumento de emissários de esgotos sem nenhum tratamento prévio. Contemporaneamente, esses dois processos, em larga escala representam as principais causas da acentuada eutrofização dos mananciais, rios, lagos e reservatórios em muitas regiões brasileiras, com reflexos diretos na presença destes agentes biológicos e químicos potencialmente patogênicos nos corpos hídricos receptores (QUEIROZ et al., 2019).

Em contrapartida, a química ambiental tem se preocupado com a qualidade das águas, quer seja superficial ou subterrânea, bem como as águas provenientes das estações de tratamentos químicos das águas (ETAs) ou biológicos/químicos dos esgotos (ETEs). Esta preocupação diz respeito principalmente à presença de micro poluentes, substâncias consideradas contaminantes de preocupação emergente, que podem ser encontradas nessas águas mesmo após a realização do tratamento convencional, os quais envolvem unidades de mistura rápida, floculação, decantação, filtração e desinfecção, uma vez que são avaliadas separadamente de forma a garantir maior adequação da água aos padrões de potabilidade (FERREIRA Filho, 2017; MONTAGNER et al., 2017). Os Contaminantes Emergentes (CECs – *Contaminants of Emerging Concern*) têm seus efeitos adversos à saúde recentemente descobertos, tratam-se de centenas de compostos, que incluem fármacos e poluentes orgânicos persistentes (POPs – *Persistent Organic Pollutants*), os quais têm sido detectados nos diferentes compartimentos ambientais (solo, água e ar), sendo os mesmos, tanto de origem antrópica (presentes em efluentes domésticos, industriais, hospitalares e aqueles provenientes das atividades agrícolas e pecuária), quanto de ocorrência natural (presentes em diferentes espécies de plantas), sendo esses, alvos de diversos estudos na área ambiental (MONTAGNER et al., 2017).

Estes compostos, segundo Sauv e e Desrosiers (2014), tratam-se de um grupo de contaminantes que   preferencialmente denominado “contaminantes de interesse emergente”, são substâncias químicas ou outros materiais, naturais ou sint ticos, suspeitos de estarem presentes no ambiente ou recentemente introduzidos e descobertos nos compartimentos ambientais, cuja toxicidade e persistência provavelmente seja capaz de alterar o metabolismo de um organismo vivo.

Em síntese, as águas superficiais, particularmente os rios, estão ligadas a fatores intrínsecos difíceis de serem monitorados, muitas vezes, impossibilitando a prote o dos cursos d'água contra significativas contamina es. Entre as atividades antropogênicas cotidianas que podem contaminar as águas superficiais estão: agricultura; as descargas de esgoto industrial e municipal; o transbordamento e o vazamento dos sistemas sanitários; a deposi o imprópria de lixo e de resíduos perigosos; restos de minera o; consequências da altera o da paisagem e o desflorestamento; processos industriais; incinera o do lixo que leva a deposi o no ar de metais pesados (mercúrio, cádmio, dioxina); a combustão relacionada   polui o do ar que conduz a chuva ácida e outros (OMS, 1996; MONTAGNER et al., 2017).

Não menos relevante, as mudanças climáticas, incluindo o aquecimento global, têm papel importante na emergência e reemergência das doenças, particularmente, as que

são de veiculação hídrica, pois estão associadas a maior adaptabilidade dos micro-organismos patogênicos às fontes naturais de água, ao carreamento destes patógenos via esgoto para águas superficiais facilitado muitas vezes pelas enchentes, ou ainda, pela falta de água para as condições mínimas de higiene (Barcellos et al., 2009). Essas alterações climáticas podem impactar a sobrevivência, reprodução ou distribuição geográfica e sazonal de organismos patogênicos e hospedeiros, bem como a dinâmica de sua transmissão e propagação no ambiente (WU et al. 2016).

Estiagens intensas ou longos períodos de seca levam à diminuição dos fluxos nos rios, provocando afluência de micro-organismos patogênicos de veiculação hídrica à efluentes, tais patógenos são capazes de modular sua aderência às partículas ou sujidades dos efluentes em razão da diminuição da sua fluidez no corpo d'água (HERRADOR et al., 2015). Em contrapartida, chuvas intensas podem revolver o sedimento de rios, lagos e lagoas, resultando no aumento da turbidez e das concentrações de micro-organismos de origem fecal na água (CANN et al., 2013). Além disso, eventos de transbordamento de esgotos ou rompimento dos seus sistemas de tratamento podem aumentar os níveis de contaminação das águas superficiais, em respostas a precipitações extremas, sendo a precipitação e o escoamento implicados em surtos tanto no Reino Unido quanto nos Estados Unidos, a exemplo disso, o mais importante deles o surto de Milwaukee em 1993 (CURRIERO et al., 2001).

A dimensão destes eventos pode ser estimada quando se examinam, por exemplo, a precariedade dos sistemas de água e esgotos sanitários e industriais; a inadequação das soluções empregadas para o destino do lixo; a ausência ou insuficiência de medidas de proteção contra enchentes, erosão e desproteção dos mananciais; e os níveis de poluição e contaminação hídrica, do solo, do subsolo e alimentar (JURAS e MACHADO, 2015).

As principais ameaças antropogênicas aos recursos aquáticos estão comumente associadas às doenças humanas, pois, a água é um solvente versátil convenientemente empregado para acarrear produtos residuais para longe do local de origem e descarga, o que pode resultar numa acentuada degradação nos rios ou lagos que são corpos receptores (WHITE e RASMUSSEN, 1998; MONTAGNER et al., 2017). Nesse cenário, a gestão das águas tem se tornado um tema prioritário na agenda internacional com a constatação de que a água é um recurso natural do qual as atividades econômicas e sociais dependem, assim como, o equilíbrio das funções e serviços ecossistêmicos (De MELO e JOHNSSON, 2017).

O enfrentamento das enfermidades não tem encontrado êxito somente com o uso isolado das tecnologias médicas, pois, a emergência, a reemergência e a permanência de patógenos no ambiente são dependentes de múltiplos fatores, evidenciados a seguir (Figura 1).

| <b>NOVOS AMBIENTES</b>   |
|--|
| <p>Mudanças nas práticas industriais e agrícolas.</p> <p>Projetos de desenvolvimento de recursos hídricos (barragens e irrigação).</p> <p>Sistemas de canalizações de água e desenhos de operações inadequadas.</p> <p>Mudanças climáticas.</p> <p>Número crescente de emergências humanitárias.</p>           |
| <b>MUDANÇAS NO COMPORTAMENTO HUMANO E VULNERABILIDADE</b>  |
| <p>Mudanças demográficas.</p> <p>Circulação humana e acesso de transporte ao redor do mundo.</p> <p>Aumento de populações vulneráveis (migrações, guerras, desemprego).</p> <p>Liberação instintiva ou acidental de organismos patogênicos nas águas.</p> <p>Número crescente de emergências humanitárias.</p> |
| <b>NOVAS TECNOLOGIAS</b>   |
| <p>Mudanças nas práticas agrícolas e industriais.</p> <p>Infraestrutura inadequada de saneamento básico: esgoto, lixo, água bruta ingerida.</p> <p>Tratamentos alternativos e mais baratos para os esgotos.</p>  |
| <b>AVANÇOS CIENTÍFICOS</b>   |
| <p>Inovações nas práticas agrícolas (agrotóxicos mais potentes) e produtos industriais tóxicos.</p> <p>Uso inapropriado de inseticidas e pesticidas de nova geração.</p> <p>Uso excessivo, indiscriminado e inapropriado de antibióticos.</p> <p>Aperfeiçoamento de métodos de detecção e análises.</p>        |
| <b>ECOLOGIA E EVOLUÇÃO DE PATÓGENOS</b>  |
| <p>Pressão seletiva e aumento dos padrões de resistência a medicamentos.</p> <p>Processos evolutivos e mutação genética dos microrganismos patogênicos.</p>  |

**Figura 1.** Fatores responsáveis pela emergência e ou reemergência de patógenos. Fonte: Who 2003. Adaptado.

O avanço dos meios diagnósticos, testes e exames é outra etapa primordial na luta contra as doenças infecciosas emergentes e reemergentes. Entretanto, de nada adiantará os avanços da ciência se não for possível compreender como estas enfermidades se desenvolvem atualmente, e assim, medir e monitorar a eficácia real dos instrumentos modernamente utilizados contra elas. Na ausência da evolução de um conhecimento epidemiológico apurado dos problemas socioambientais, principalmente, os sanitários ligados a vulnerabilidade, que permita a escolha e produção de medidas de saúde pública adequadas, e, essencialmente se não houver menos desigualdades sociais e justiça na distribuição dos meios diagnósticos e terapêuticos disponíveis, nada se alterará (SBI, 2005).

Vale ressaltar que, medidas preventivas adotadas para minimizar os riscos de transmissão de doenças infecciosas, particularmente as DTHAs, devem ser articuladas pelos poderes públicos mediante iniciativas Inter setoriais que mobilizem as áreas de saneamento básico, meio ambiente

e saúde pública. Nesse universo, emerge o conceito de segurança hídrica, como forma de traduzir à sociedade o resultado da gestão que visa garantir a disponibilidade de água para os usos múltiplos que atenda sua expectativa, além de protegê-la contra os efeitos nocivos da contaminação antropométrica e das consequências negativas dos eventos hidrológicos extremos (De MELO e JOHNSON, 2017). A degradação de corpos hídricos contribui para a multiplicação dos riscos de propagação destas enfermidades, cujo aumento na incidência recai, essencialmente, sobre populações que não possuem acesso aos serviços básicos de saúde e saneamento, criando assim um círculo vicioso, mudando o perfil epidemiológico de muitas destas doenças.

O Brasil não conta com uma estrutura adequada de notificação de doenças de veiculação hídrica. A maioria dessas enfermidades não é de notificação obrigatória, por exemplo, os dados de monitorização de doenças diarreicas agudas no país não discriminam o agente etiológico. Os dados sistematizados disponíveis são, apenas os de internações hospitalares e enfermidades decorrentes de saneamento inadequado, que somente nos permite ter uma visão superficial da situação global desses agravos à saúde humana (PRADO e SATO, 2017).

## **DESAFIOS DA EMERGÊNCIA E REEMERGÊNCIA DAS DOENÇAS: NOVO PARADIGMA OU UMA NOVA ABORDAGEM EM SAÚDE PÚBLICA?**

A interpretação e designação do termo Doenças Emergentes pelo CDC – *Center for Disease Control and Prevention* (CDC, 1994) dos Estados Unidos da América, engloba tanto as enfermidades infecciosas de descobertas recentes quanto à aquelas cuja incidência inclina-se a aumentar no futuro: doenças ocasionadas por micro-organismos que já se sabia serem patogênicos, porém, com padrões distintos de distúrbios e adoecimento, tais como, processo patogênico inusitado e aumento de incidência, ou ainda, que fossem reconhecidos como novos patógenos para o organismo humano ou que tenham aumentado rapidamente o seu alcance geográfico (GRECO, 2005).

Apesar da notabilidade recente, a emergência de doenças infecciosas não constitui um fenômeno novo. Neste contexto, é evidente que a identificação de novos agentes infecciosos e o ressurgimento de enfermidades que se considerava controladas, possam conduzir as atuais “*doenças emergentes e reemergentes*” a um status de magnitude nacional e internacional (WALDMAN e SATO, 2016).

Para um melhor entendimento do que seja a emergência e a reemergência de doenças infecciosas, é importante delimitar claramente os conceitos de erradicação, eliminação e controle das enfermidades (LAST, 2001). A erradicação de uma doença transmissível, objeto raramente atingível, subentende a extinção global do seu agente etiológico e a impossibilidade de sua reintrodução, sendo desnecessária qualquer medida preventiva e de controle. Já, a eliminação da doença se apresenta como uma alternativa próxima da erradicação, pela interrupção ou supressão da sua transmissão em áreas geográficas extensas, porém, mantendo-se o risco da sua reintrodu-

ção. E, o controle de uma enfermidade representa a convivência com certos níveis toleráveis de acometimento humano, neste caso, é essencial a manutenção contínua de medidas de controle visando monitorar os riscos de aumento ou exorbitância dos casos controlados (MORSE, 1995; MOSS et al., 2016; PORTIER et al., 2019).

Fatores inerentes às mudanças e à adaptação dos agentes patogênicos é um evento de fatorial múltiplo, envolvendo, na maioria dos casos, impactos socioambientais determinantes na mudança do perfil epidemiológico das doenças infecciosas implicadas. Cada espécie microbiana apresenta sua própria taxa de mutação, que se relaciona à quantidade de pares de bases em seu genoma e a sua velocidade de reprodução. As variações naturais e mutações podem levar à emergência de certos micro-organismos (LUNA, 2002; ALIZON e MÉTHOT, 2018). De outra forma, a utilização intensa de antimicrobianos, facilita, por um lado, o aparecimento de cepas resistentes e, paradoxalmente por outro lado, contribui para o desenvolvimento de resistência quando da falta de adaptabilidade e tolerância a estes fármacos.

Outros fatores estão associados às possíveis emergência e reemergência das doenças, essencialmente, quando o próprio organismo humano propicia condições de puro oportunismo para que certos micro-organismos possam evoluir de um estágio não patogênico para uma condição perniciosa. Isso se revela em indivíduos que têm os mecanismos imunológicos deficientes e que apresentam baixa resistência, quer por uma enfermidade que altera suas defesas imunitárias frente à exposição a antígenos contaminantes, quer porque esses mecanismos foram reduzidos por agentes imunossupressores (GRISOTTI, 2010; SANTANA et al., 2019).

Os organismos patogênicos, parasitos, vírus, bactérias, fungos, príons, aguardam o momento oportuno para atingir o ser humano. As oportunidades foram criadas através de décadas de alterações e degradações da natureza, não por acaso, considerar espaços de tempos muito maiores e condicionados ao desenvolvimento das sociedades humanas primitivas até a atualidade. A forma global de explorar os recursos naturais tem influência decisiva nesse contexto, visto que as matas deram lugar à agricultura e aos centros urbanos de tamanhos variados e condições socioeconômicas muitas vezes indignas (SCHMIDT, 2007; PORTIER et al., 2019).

Assim, a discussão sobre a emergência de agravos à saúde coloca todos os profissionais de saúde em alerta. Através de uma revisão sobre os conceitos de doenças emergentes, reemergentes e oportunistas, relacionando-as com uma situação concreta conclui-se que, o melhor conhecimento sobre a epidemiologia, o diagnóstico, e os fatores ambientais envolvidos e contextualizados torna possível um melhor posicionamento para elaboração das políticas de controle e prevenção a serem adotados.

De acordo com Gale e Stanfield (2000), os protozoários e os vírus vêm se tornando os agentes mais preocupantes envolvidos na emergência e propagação de doenças de veiculação hídrica, uma vez que, esses organismos são mais resistentes às condições adversas ambientais que as bactérias e são também capazes de causar infecções mesmo com baixas doses infectantes (CASCELLA et al., 2020; NORMAN et al., 2020; TISSERA et al., 2020).

Em contrapartida, é importante ressaltar que as instituições de saúde tenham um planejamento estratégico visando acontecimentos nos quais existam ataques bioterroristas e enfermidades que emergem a partir do seu transcurso, as quais possam afetar a saúde da população. Bioterrorismo é o uso deliberado ou ameaçador por parte de agentes biológicos, tais como, vírus, bactérias, toxinas ou agentes que provocam doenças ou mortes em pessoas, animais ou plantas. Como a maioria dos agentes prioritários de bioterrorismo são de origem zoonótica, a conscientização e preocupações devem priorizar alertas voltados para a possibilidade desse fenômeno estar envolvendo animais (PAL et al., 2017).

Considerando que as sociedades tenham capacidade limitada para impedir ataques bioterroristas, é necessário ter em conta a importância de prognosticar medidas preventivas que por ventura possam reduzir os riscos potenciais para esses ataques. O impacto potencial do bioterrorismo depende do agente utilizado, da quantidade disseminada, do método de dispersão, das condições climáticas de liberação, da imunidade preexistente da população exposta e da rapidez com que o ataque foi identificado. O bioterrorismo tem o “*Know-how*” de resultar em alta morbimortalidade, pois agentes biológicos potencialmente patogênicos envolvidos em perdigotos e aerossóis estão aptos a infectar ou habilmente matar muitas pessoas em um curto período de tempo. Nestas circunstâncias, medidas visando as capacidades diagnóstica e terapêutica, juntamente com o treinamento e a educação, capacitam a sociedade para combater surtos de doenças infecciosas “irregulares”, bem como possibilitam mitigar os efeitos de tais eventos bioterroristas (JANSEN et al., 2014).

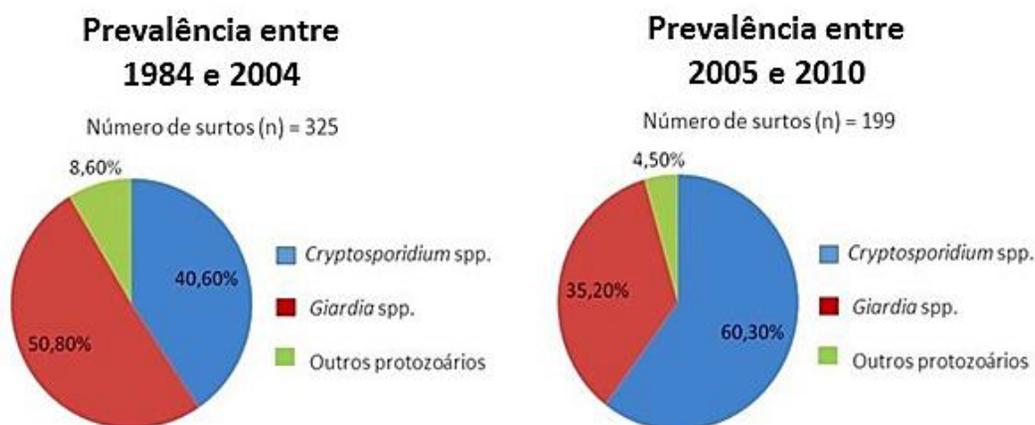
Portanto, o surgimento e reemergência de patógenos continua sendo uma grande preocupação para a saúde pública. Infelizmente, quando e onde os patógenos (re) emergirão é notoriamente difícil de prever, em razão da natureza errática desses eventos que é reforçada pela natureza estocástica de sua evolução. Por exemplo, mutações que permitem que esses organismos patogênicos utilizem mecanismos de escapes contra as defesas humanas podem torna-los resistentes, promovendo sua emergência, além de propiciar o aumento de sua propagação (CHABAS et al., 2018; ALISON & MÉTHOT, 2018; MAHALLEH e ÇELIK, 2019).

## **PATÓGENOS EMERGENTES E REEMERGENTES: TENDÊNCIAS EM ASCENSÃO NA DISPONIBILIDADE GLOBAL DOS CORPOS D'ÁGUA.**

A Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (*Environmental Protection Agency*, USEPA), listou mais de 100 patógenos de ocorrência em águas superficiais contaminadas por efluentes e emissários de esgotos domésticos não tratados ou tratados de forma inadequada (USEPA, 1994). Dentre estes, diversos protozoários entéricos que afetam a saúde humana, a exemplo de *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp., *Cyclospora cayetanenses*, *Toxoplasma gondii*, *Entamoeba histolytica*, *Naegleria fowleri* entre outros. Estes patógenos emergiram apresentando

crecente relevância em saúde pública nas últimas décadas, por sua capacidade de transmissão hídrica e se propagarem a partir de diversas fontes de disseminação, incluindo, o despejo *in natura* de esgoto bruto e efluentes de tanques sépticos lançados por estações de tratamento destes resíduos, escoamentos de tempestades, terras adubadas com esterco séptico, ressuspensão de sedimentos do fundo de corpos d'água, ou ainda, pela entrada direta nos mananciais, de animais de criações rural e doméstica infectados, existindo assim, o potencial risco de contaminação das águas de abastecimento se os sistemas de tratamento e monitoramento não forem concebidos e operados efetivamente (RYAN et al., 2017).

Especialmente os protozoários emergentes e ou reemergentes, constituem uma importante causa de surtos epidêmicos de transmissão hídrica. Nas duas últimas décadas, ocorreram 524 episódios em todo mundo, destacando-se o período compreendido entre 1984 – 2004 (KARANIS et al., 2007) e, posteriormente, de 2004 a 2010 (BALDURSSON e KARANIS, 2011), com 325 e 199 surtos epidêmicos, respectivamente. Ressalte-se que na maioria desses surtos, as águas investigadas e responsabilizadas por esses episódios atendiam aos padrões de potabilidade exigidos pela legislação específica. A água desempenha um papel relevante na transmissão destas enfermidades infecciosas emergentes e reemergentes, as quais representam um grande fardo para a saúde pública global (FRANCO et al., 2012; YANG et al. 2012; MacKEY et al., 2014) (Figura 1). No entanto, a distribuição mundial dessas doenças associadas à água e os fatores subjacentes permanecem praticamente inexplorados; preencher lacunas de conhecimento em relação a vigilância dessas enfermidades infecciosas, necessidades de pesquisas e desenvolvimento, modelos de financiamento, logística da cadeia de suprimentos e os impactos socioeconômicos de ameaças potenciais, baseadas em evidências, pra gerenciar riscos globais associados, são imprescindíveis no combate a insciência destas atribuições (TREBI, 2017; BLOM e CADARETTE, 2019; De SOUZA et al., 2020).



**Figura 2.** Número de surtos epidêmicos (EUA) de transmissão hídrica e porcentagens ocasionados por *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. e outros protozoários no período de 1984 a 2010. Fonte: Adaptado de FRANCO et al. (2012).

Da Silva (2020) constatou em seus estudos, no Estado de Goiás, dentre 15 mananciais de superfície destinados ao abastecimento público de água analisados, em um monitoramento sazonal, que a água bruta desses mananciais apresentou concentrações de patógenos, *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. com valores máximos de 200 oocistos/L e 50 cistos/L, respectivamente. Sendo a próxima etapa de sua pesquisa, verificar junto à Secretaria de Saúde dos municípios envolvidos na captação da água, sabidamente a quantidade de surtos documentados de Criptosporidiose e Giardiose, no período analisado, ou relatos de pacientes com diarreia intensa.

Os sistemas de saúde, saneamento e acesso à água potável têm certas limitações nos países da América Latina (AL): questões típicas dos países em desenvolvimento. Em muitas destas localidades, a água é frequentemente contaminada e, portanto, prejudicial para os consumidores e usuários. As informações sobre prevalência e detecção de protozoários parasitas transmitidos pela água são limitadas ou não disponíveis (ou subnotificadas) na AL. Apenas alguns relatórios documentaram essa área nos últimos quarenta anos, e o Brasil lidera a lista, incluindo países da América do Sul e México na América Central e ilhas do Caribe (ROSADO-GARCIA et al., 2017).

A maioria dos protozoários que infectam o trato entérico humano é caracterizada por possuírem estágios vitais de oocistos e ou cistos, ambientalmente estáveis e resistentes, os quais conferem alta proteção contra fatores ambientais inadequados para a sobrevivência dos mesmos, permitindo que esses parasitas potencialmente patogênicos infectem outros hospedeiros suscetíveis por meio da água ou de rotas de origem alimentar.

Os estágios vitais ou formas de resistência dos protozoários parasitas nas fezes assim como em águas residuárias são capazes de suportar as condições adversas do meio e a maioria dos desinfetantes rotineiramente utilizados para a descontaminação ambiental (FAYER, 2000), permanecendo assim, infectantes conforme as condições de umidade e temperatura. Sobrevivem também, ao tratamento convencional usado para tornar a água potável (filtração e cloração), oocistos e cistos são refratários à etapa química do tratamento e resistem ao cloro; quanto às águas subterrâneas, usualmente é aplicada a cloração somente estando estas propensas à contaminação por esgotos e à drenagem hídrica (DILLINGHAM et al., 2002, CERVERO-ARAGO et al., 2015; MIGLIOLI et al., 2017).

Embora a contaminação dos recursos hídricos, e por conseguinte dos alimentos, também possa ocorrer por meio da drenagem das pastagens e de adubação orgânica utilizada na agricultura, à avaliação molecular de amostras recolhidas de vários surtos de Criptosporidiose e Giardiose de veiculação hídrica, têm sido atribuída ao esgoto doméstico como a principal fonte de contaminação dos mananciais, entre esses eventos relevantes, o potencial surto de Milwaukee (EUA – 1993), o qual revelou o genótipo I de *Cryptosporidium hominis* (MADRID et al., 2015) por ocasião das investigações consumadas.

Outra questão relevante está ligada a existência de um grupo de amebas facultativas que possuem a capacidade de viver como organismos de vida livre e, eventualmente, se tornarem potenciais organismos exploradores de um hospedeiro humano, assim, podendo provocar nesse,

manifestações clínicas severas. São essas amebas, protozoários não bem adaptados ao parasitismo, porém, podem ocasionar de forma instantânea lesões extremamente letais, sem transmissão entre hospedeiros (SCHUSTER & VISVESVARA, 2004a; TEIXEIRA et al., 2009, CERVERO-ARAGO et al., 2015).

Estas amebas de vida livre (AVLs) unicelulares, chamadas de anfizóicas, são protozoários de ampla distribuição e dispersão ambientais, comprovadamente isoladas a partir de praticamente todos os tipos de substratos ambientais, tais como, o solo, águas doce, salgada, e salobra, água mineral envasada, lagos, rios, brejos, piscinas, descargas termais, esgotos e corpos d'água que recebem efluentes domésticos, ar atmosférico, soluções para higienizar lentes de contato e lavagem dos olhos, na poeira, nos alimentos, em umidificadores, unidades de diálise, encanamento de equipo odontológico, e até mesmo em aparelhos de ar condicionado em ambientes hospitalares, isso, em todos os continentes e nas mais diversas altitudes. São resistentes a extremas condições de temperatura e pH, assim como também ao cloro e outros sistemas de desinfecção (CERVERO-ARAGO et al., 2015; MARÇAL et al., 2016).

Comprovadamente, hoje, sabe-se que espécies de AVLs podem comportar-se como parasitos facultativos de seres humanos e de outros animais, causando morte ou incapacitação permanente. Um fato agravante refere-se ao oportunismo de algumas espécies de microbactérias que conseguem se tornar resistentes à fagocitose realizada por AVLs, e isso faz com que essas bactérias se desenvolvam em seus interiores tornando-as altamente patogênicas, oportunizando assim, o estabelecimento de enfermidades concomitantes de alta complexidade (KOH et al., 2011; BALCZUN e SCHEID, 2017; SCHEID, 2019). Estas bactérias endossimbiontes, caracteristicamente estão presentes em diversos ambientes aquáticos e representam um grande risco para saúde pública, pois utilizam o DNA destas amebas facultativas para se tornarem resistentes e se reproduzirem sem lhes causar dano nenhum, fazendo com que essas amebas se tornem vetores de enfermidades (FRITSCHÉ et al., 2000; TAYLOR et al., 2012; SCHEID, 2019).

A interação entre estes parasitos, pode contribuir para a evolução tanto de bactérias quanto de AVLs ou de ambas para se tornarem patógenos bem-sucedidos, ou para a dispersão facilitada destes organismos no ambiente, assim sendo, esta área de pesquisa é de grande relevância tanto clínica quanto socioambiental (SIDDIQUI e KHAN, 2012; ISHIDA et al., 2014; BALCZUN e SCHEID, 2017).

Atualmente, várias técnicas estão cada vez mais sendo aperfeiçoadas e publicadas, porém, sabe-se que são necessários métodos de detecção rápidos, efetivos e confiáveis para avaliar a ocorrência, determinar a infectividade e os genótipos desses micro-organismos potencialmente patogênicos sobretudo os emergentes, tanto na água bruta captada para consumo humano, como em outras matrizes complexas tais como: efluentes sépticos, esgoto, lodo de esgoto e alimentos usualmente ingeridos crus (MILLAR et al., 2002; TANCHOU et al., 2014; RAMIREZ-CASTILHO et al., 2015; BIBBY et al., 2019; MORRIS et al., 2019; RUSIÑOL et al., 2020). Estas avaliações também poderão fornecer subsídios para a tomada de decisões inerentes à saúde pública.

No Brasil, a inclusão da pesquisa destes protozoários patogênicos no monitoramento de amostras ambientais está se iniciando. Embora a Portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde (BRASIL, 2011) recomendasse a avaliação da presença destes protozoários patogênicos em águas destinadas ao consumo humano e, ressaltasse a obrigatoriedade de monitoramento dos mananciais de acordo com a concentração de organismos bioindicadores (*Escherichia coli*), vários fatores dificultam o atendimento em curto prazo desta norma (Franco et al., 2012). E, apesar da revisão da Portaria nº 2.914/2011, para Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017, a legislação permanece exatamente a mesma, ou seja, deve-se realizar o monitoramento de cistos de *Giardia* sp. e oocistos de *Cryptosporidium* spp. no(s) ponto(s) de captação de água conforme a média geométrica maior ou igual 1000 de *Escherichia coli*/100mL, de acordo com o Art. 31 § 1º (HESPANHOL, 2019).

Neste contexto, gestores e pesquisadores vêm buscando meios de aprimorar o sistema de gerenciamento das águas visando garantir o atendimento à demanda crescente de um recurso limitado em quantidade e impactado em qualidade por atividades antrópicas. E assim, emerge o conceito de “Segurança Hídrica”, como forma de traduzir à sociedade o resultado da gestão que visa garantir a disponibilidade de água para os usos múltiplos, além de protegê-la contra os efeitos negativos dos eventos hidrológicos externos. No Brasil, pode-se dizer que a Lei Federal 9433/1997, que instituiu a PNRH – Política Nacional de Recursos Hídricos, e as leis estaduais correspondentes, trazem embutido o conceito de “Segurança Hídrica” (De MELO e JOHNSON, 2017).

## REFERÊNCIAS

- AGUJARO, L.F. **Subsídios para um plano de monitoramento de Cianobactérias em reservatórios com vistas à Balneabilidade. Estudo de caso: reservatório Salto Grande, Americana, SP.** Tese (Doutorado em Engenharia Civil, Arquitetura e Urbanismo), Universidade Estadual de Campinas – UNICAMP, Campinas, SP. 211pp., 2007.
- ALIZON, S.; MÉTHOT, P.O. Reconciling Pasteur and Darwin to control infectious diseases. **PLOS Biol.**, v. 16, n. 1, p. 1-12, 2018.
- AUGUSTO, L.G.S. & BRANCO, A. Política de Informação em Saúde Ambiental. **Rev. Bras. Epidemiol.**, v.6, n.2, p.150-157, 2003.
- AYACH, L.R.; GUIMARÃES, S.T.L.; CAPPI, N. et al. Saúde, saneamento e percepção de riscos ambientais urbanos. **Caderno de Geografia**, v. 22, n. 37, p. 1-18, 2012.
- BALDURSSON, S.; KARANIS, P. Waterborne transmission of protozoan parasites: review of worldwide outbreaks – an update 2004-2010. **Wat Res.**, v. 45, p. 6603-6614, 2011.
- BARCELLOS, C.; MONTEIRO, A.M.V.; CORVALÁN, C. et al. Mudanças climáticas e ambientais e as doenças infecciosas: cenários e incertezas para o Brasil. **Epidemiol. Serv. Saúde**, v. 18, n. 3, p. 285-304, 2009.
- BALCZUN, C.; SCHEID, P. Free-Living amoebae as hosts for and vectors of intracellular microorganisms with public health significance. **Viruses**, v. 9, n. 65, p. 1-18, 2017.
- BELLEN, H.M. *van.* **Indicadores de Sustentabilidade.** Uma análise comparativa. Rio de Janeiro: Editora FGV, 2005.
- BIBBY, K.; CRANK, K.; GREAVES, J. Metagenomics and the development of viral water quality tools. **NPJ. Clean Water**, v. 9, p. 1-13, 2019.
- BLOOM, D.; CADARETTE, D. Infectious Disease Threats in the Twenty-First Century: Strengthening the Global Response. **Front. Immunol.**, v. 10, n. 549, p. 1-12, 2019.
- BORTOLANZA, G.; CALGARO, C. **O meio ambiente em risco e sociedade de consumo: análise da sustentabilidade frente ao desenvolvimento tecnológico.** In: PEREIRA, A.O.K; CALGADO, C. PEREIRA, H.M.K. O consumo na sociedade moderna: consequências jurídicas e ambientais. p. 146-156, 2016.
- BRIDGMAN, S.A.; ROBERTSON, R.M.P.; SYED, Q. Outbreak of cryptosporidiosis associated with a disinfected groundwater supply. **Epidemiol. Infect.**, v. 115, n. 3, p. 555-566, 1995.
- CAMPOS, J.M.; TEIXEIRA-FILHO, J. Balanço de Fósforo e Nitrogênio em Leitões Cultivados com *Eichhornia crassipes* (Mart.) **Solms. Eng. Sanit. Ambient.**, v. 24, n. 1, p. 1-11, 2019.
- CANN, K.F.; THOMAS, D.R.; SALMON, R.L. et al. Extreme water-related weather events and waterborne disease. Systematic review. **Epidemiol. Infect.**, v. 141, n. 4, p. 671-686, 2013.
- CASCELLA, M.; RAJNIK, M.; CUOMO, A. et al. Features, Evaluation and Treatment *Coronavirus* (COVID-19). Disponível em: <https://www.ncbi.nlm.nih.gov/books/NBK554776/>. Acesso: março/2020.
- CASEMORE, D.P. Epidemiological aspects of human cryptosporidiosis. **Epidemiol. Infect.**, v. 104, n. 1, p. 1-28, 1990a.

- CERVERO-ARAGÓ, S.; RODRÍGUEZ-MARTÍNEZ, S.; PUERTAS-BENNASAR, A. et al. Effect of Common Drinking Water Disinfectants, Chlorine and Heat, on Free *Legionella* and Amoebae-Associated *Legionella*. **PLOS ONE**, v. 10, n. 8, p.1-18, 2015.
- CHABAS, H.L.; LION, S.; NICOT, A. et al. Evolutionary emergence of infectious diseases in heterogeneous host populations. **PLOS Biol.**, v. 16, n. 9, p. 1-20, 2018.
- CRUZ, P.S.; VIANA, L.G.; SILVA, D.L. et al. **Florações de Cianobactérias E Seus Efeitos Deletérios**. Congresso Nacional de Pesquisa em Ciências. Universidade Estadual da Paraíba – UEPB., 2016. Disponível em: [http://www.editorarealize.com.br/revistas/conapesc/trabalhos/TRABALHO\\_EV058\\_MD1\\_SA85\\_ID1915\\_15052016205453.pdf](http://www.editorarealize.com.br/revistas/conapesc/trabalhos/TRABALHO_EV058_MD1_SA85_ID1915_15052016205453.pdf). Acesso: Março/2017.
- CURRIERO, F.C.; JONATHAN, A.; PATZ, M.D. et al. The association between extreme precipitation and waterborne disease outbreaks in the United States, 1948-1994. **American J. Public Health**, v. 91, n. 8, p. 1194-97, 2001.
- DA SILVA, D.P. **Avaliação de Estações De Tratamento de água do tipo ciclo completo em função da ocorrência de cistos de *Giardia* e oocistos de *Cryptosporidium***. 2020. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, GO., 102p., 2020.
- DE MELO, M.C.; JOHNSON, R.M.F. O Conceito Emergente de Segurança Hídrica. **Sustentare**, v. 1, n. 1, p. 72-92, 2017.
- DE SOUZA, H.P.; DE OLIVEIRA, W.T.G.H.; DOS SANTOS, J.P.C. et al. Doenças infecciosas e parasitárias no Brasil de 2010 a 2017: aspectos para vigilância em saúde. Ver. **Panam. Salud. Publica**, v. 44, p. 1-7, 2020.
- DILLINGHAM, R.A.; LIM, A.A.A.; GUERRANT, R.L. Cryptosporidiosis: epidemiology and impact. **Microbiol. Infect.** v. 4, p.1059-1066, 2002.
- DUY, T.N.; LAM, P.K.S; SHAW, G.R. Toxicology and risk assesment of freshwater cyanobacterial (blue green algal) toxins in water. **Rev. Environ. Contam. Toxicol.** v. 163, p. 113-186, 2000.
- FAYER, R.; MORGAN, U. & UPTON, S.J. Epidemiology of *Cryptosporidium*: transmission, detection and identification. **Int. J. Parasitol.**, v. 30, p. 1305-1322, 2000.
- FERREIRA FILHO, S.S. **Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento**. 1.edição. – Rio de Janeiro: Elsevier, 450p., 2017.
- FORSTINUS, N.O; IKECHUKWU, N.E.; EMENIKE, M.P. Water and Waterborne Diseases: A Review. **J. Trop. Dis. & Health**, v. 12, n. 4, p. 1-14, 2016.
- FRANCO, R.M.B.; BRANCO, N.; LEAL, D.A.G. Parasitologia Ambiental: Métodos de Concentração e Detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em Amostras de Água. **Rev. Patol. Trop.**, v. 41, n. 2, p. 119-135, 2012.
- FREITAS, C.M. Uma Perspectiva Ecosistêmica Sobre a Sustentabilidade Ambiental e da Saúde. **INTERFACEHS – Revista de Gestão Integrada em Saúde do Trabalho e Meio Ambiente**, v. 1, n. 3, artigo 1, 2007.
- FRITSCH, T.R; HORN, M.; WAGNER, M. et al. Phylogenetic diversity among geographically dispersed Chlamydiales endosymbionts recovered from clinical and environmental isolates of *Acanthamoeba* spp. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 66, p. 2613-2619, 2000.
- FUNARI, C.S.F; NAPOLITANO, A.; CARNEIRO, R.L. et al. Chemical and antifungal investigations of six lipiaspecies (Verbenaceae) from Brazil. **Food Chemistry**, v. 135, p. 2086-2094, 2012.
- GALE, P.; STANFIELD, G. *Cryptosporidium* during a simulated outbreak. **J. Am. Water Works Assoc.**, 92:105-116, 2000.

- GALVÃO, A.L.B.; ORTIZ, E.G.; FERREIRA, G.S. et al. Importância da Criptosporidiose como zoonose. **Arch. Vet. Sci.** v. 17, n. 2, p. 18-28, 2012.
- GIACOMIN, G.S.; OHNUMA JR. A.A. Análise de Resultados de Pegada Hídrica por Países e Produtos Específicos. **REGET/UFSM**, v. 8, n. 8, p. 1562-1572, 2012.
- GIANGASPERO, A.; PAPINI, R.; MARANGI, M.M. et al. *Cryptosporidium parvum* genotype IIa and *Giardia duodenalis* assemblage A in *Mytilus galloprovincialis* on sale at local food markets. **Int. J. Food Microbiol.** v. 171, p. 62-67, 2014.
- GODOY; CUBAS. Doenças Virais e Parasitárias em Psittaciformes: Uma Revisão. **Clin. Vet.**, n. 90, p. 32-44, 2011.
- GRISOTTI, M. Doenças infecciosas emergentes e a emergência das doenças: uma revisão conceitual e novas questões. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 15, Supl. 1, p. 1095-1104, 2010.
- GRECO, D.B. Ética, Saúde e Pobreza – As Doenças Emergentes no Século XXI. Portal Médico.org.br. 2005. Disponível em: <http://www.portalmédico.org.br/revista/bio2v7/etica.htm>. Acesso em: novembro/2018.
- HERRADOR, B.R.G.; DE BLASIO, B.F.; MACDONALD, E. et al. Analytical studies assessing the association between extreme precipitation or temperature and drinking water-related waterborne infections: a review. **Environ. Health**, v. 14, n. 29, p. 1-12, 2015.
- HESPANHOL, I. Considerações sobre a Portaria 2914/2011, sobre os Planos de Segurança da Qualidade da Água, sobre os anexos XX e XXI da Portaria de Consolidação 5/2017 do SUS, e sobre uma Proposta para Implementar um Novo Paradigma para Regulamentação com base em Variáveis em Sub-Rogadas. **Revista DAE**, v. 67, n. 217, p. 1-22, 2019.
- HOEKSTRA, A.Y.; MEKONNEN, M.M. The water footprint of humanity. **PNAS**, v. 109, n. 9, p. 1-14, 2012.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais. **IBGE**. Brasília, DF, 2012.
- Disponível em: <https://www.ibge.gov.br/estatisticas-novoportal/multidominio/meio-ambiente/9073-pesquisa-nacional-de-saneamento-basico.html>. Acesso: Janeiro/2019.
- INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA/IBGE. Nº 93, 2013. O Comitê de Estatísticas Sociais. Saneamento Básico: Pesquisa Nacional de Saneamento Básico, **IBGE**. Brasília, DF, 2013.
- Disponível em: <https://ces.ibge.gov.br/apresentacao/portarias/portaria-dos-membros-do-comite-n-93-de-26-fev-2013.html>. Acesso: outubro/2018.
- ISHIDA, K.; SEKIZUKA, T.; HAYASHIDA, K. et al. Amoebal Endosymbiont Neochlamydia Genome Sequence Illuminates the Bacterial Role in the Defense of the Host Amoebae against Legionella pneumophila. **PLOS ONE**, v. 9, n. 4, p. 1-9, 2014.
- JACOBI, P.R.; GRANDISOLI, E. Água e sustentabilidade: desafios, perspectivas e soluções. 1ª Edição. São Paulo: IEE-USP e Reconnecta, 110p., 2017.
- JANSEN, H.J.; BREEVELD, F.J.; STIJNIS, C. et al. Biological warfare, bioterrorism, and biocrime. **Clin. Microbiol. Infect.**, v. 20, p. 488–496, 2014.
- JARDIM, F.A.; VON SPERLING, E.; MELO JARDIM, B.F. Fatores determinantes das florações de cianobactérias na água do Rio Doce, Minas Gerais, Brasil. **Eng. Sanit. Ambient.** v. 19, n. 3, p. 207-218, 2014.
- JURAS, I.A.G.M.; MACHADO, G.S. **A Relação Entre a Saúde da População e a Conservação do Meio Ambiente**. 2015. In: Políticas Setoriais em Meio Ambiente. Consultoria Legislativa da Câmara dos Deputados. Brasília – DF. Brasil. Disponível em: [http://bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/21119/politicas\\_setoriais\\_ganen.pdf?sequence=1](http://bd.camara.gov.br/bd/bitstream/handle/bdcamara/21119/politicas_setoriais_ganen.pdf?sequence=1). Acesso: março/2019.

- KARANIS, P.; KOURENTI, C.; SMITH H. Waterborne transmission of protozoan parasites: a worldwide review of outbreaks na; lessons learnt. **J. Wat. Health.**, v. 5, p. 1-38, 2007.
- KIRBY, R.M.; BARTRAM, J.; CAAR, R. Water in food production and processing: quantity and quality concerns. **Food Control.** v. 14, p. 283-299, 2003.
- KOH, W.J.; JEON, K; YONG LEE, N. *et al.*, Clinical Significance of Differentiation of *Mycobacterium massiliense* from *Mycobacterium abscessus*. **Am. J. Respir. Crit. Care Med.**, v. 183, n. 3, p. 405-410, 2011.
- KOSTOPOULOU, D. **Prevalence and zoonotic potencial of *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis* in diferente host species in Greece.** Thesis (Doctoral in Parasitology) Ghent University. Demeter, Greece, 172p., 2018.
- LAPOLLI, F.R.; CORAL, L.A.; RECIO, M.A.L. Cianobactérias em Mananciais de Abastecimento – Problemática e Métodos de Remoção. **Revista DAE**, São Paulo, edição 185, p. 10-17, 2011.
- LAST, J.M.A. **Dictionary of Epidemiology.** New York, Oxford University Press, 2001.
- LERCHE, L.H.M. **Proposta de Modelo de Exposição Humana à Saxitoxina em Água de Recreação e de Abastecimento Público do Reservatório Ituparanga.** Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo – USP. SP. 97p., 2018.
- LUNA, E.J.A. A emergência das doenças emergentes e as doenças infecciosas emergentes e reemergentes no Brasil. **Ann. Trop. Med. Parasitol.**, v.5, n.3, p.229-243, 2002.
- MACKAY, T.K.; LIANG, B.A.; CUOMO, R. *et al.* Emerging and Reemerging Neglected Tropical Diseases: a Review of Key Characteristics, Risk Factors, and the Policy and Innovation Environment. **Clin. Microbiol. Rev.**, v. 27, n. 4, p. 949-979, 2014.
- MADRID, D. M. C.; BASTOS, T. S. A.; JAYME, V. S.. Emergência da criptosporidiose e impactos na saúde humana e animal. **Enciclopédia Biosfera.** v. 11, n. 22, p. 1150–1171, 2015.
- MAHALLEH, A.A; ÇELIK, T.H. Epidemiology of New Emerging and Re-Emerging Some Viral and Parasitic Food-Borne Zoonoses. 2019. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/331849956\\_Epidemiology\\_of\\_New\\_Emerging\\_and\\_Re-Emerging\\_Some\\_Viral\\_and\\_Parasitic\\_Food-Borne\\_Zoonoses](https://www.researchgate.net/publication/331849956_Epidemiology_of_New_Emerging_and_Re-Emerging_Some_Viral_and_Parasitic_Food-Borne_Zoonoses). Acesso em: janeiro/2020.
- MANACH. S.L; DUVAL, C.; MARIE, A *et al.* Global Metabolomic Characterizations of Microcystis spp. Highlights Clonal Diversity in Natural Bloom-Forming Populations and Expands Metabolite Structural Diversity. **Front. Microbiol.**, v. 10, n. 791, p. 1-16, 2019.
- MARÇAL. D.A.; SILVA, C.E. Avaliação do Impacto do Efluente da Estação de Tratamento de Esgoto ETE-Pirajá Sobre o Rio Parnaíba, Teresina/PI. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 22, n. 4, p. 761-772, 2017.
- MIGLIOLI, M.G.; ZUANAZZI, J.G.; DA SILVA, J.D. *et al.* Remoção de cistos de Giardia sp. e oocistos de Cryptosporidium spp. na Estação de Tratamento de Esgoto – ETE Garcia, no município de Blumenau, SC, Brasil. **Rev. Ambient. Água**, v. 12, n. 6, p. 1-16, 2017.
- MILLAR, B.C.; FINN, M.; XIAO, L. *et al.* *Cryptosporidium* in foodstuffs-an emerging aetiological route of human foodborne illness. **Food Sci. Technol.**, v. 13, p. 168-187, 2002.
- MILLER, T.M.; SPOOLMAN, S.E. Efeitos Nocivos ao Ambiente e à Saúde Causados Pela Pobreza. **Ciência Ambiental.** São Paulo: Cengage Learning, 464p., 2015.
- MINASYAN, A.; CHRISTOPHORIDIS, C.; WILSON, A.E. Diversity of Cyanobacteria and the Presence of Cyanotoxins i the Epilimnion of Lake Yerevan (Armrnia). **Toxicon.** v. 150, p. 28-38, 2018.
- MONTAGNER, C.; VIDAL, C.; ACAYABA, R. Contaminantes Emergentes em Matrizes Aquáticas do Brasil: Cenário Atual e aspectos Analíticos, Ecotoxicológicos e regulatórios. **Quim. Nova**, v. 40, n. 9, p. 1-17, 2017.

- MORAES, D.S.L.; JORDÃO, B.Q. Degradação de Recursos Hídricos e Seus Efeitos a Saúde Humana. **Rev. Saúde Pública**, 36(3):370-374, 2002.
- MORENO, I.M.; HERRADOR, M.A.; ATENCIO, L. et al. Differentiation between microcystin contaminated and uncontaminated fish by determination of unconjugated MCs using an ELISA anti-adda test based on receiver-operating characteristic curves threshold values: Application to *Tinca tinca* from natural ponds. **Environmental Toxicology**, v. 26, n. 1, p. 45-56, 2011.
- MORRIS, A.; ROBINSON, G.; SWAIN, M.T. Direct Sequencing of Cryptosporidium in Stool Samples for Public Health. **Frontiers in Public Health**, v. 7, n. 360, p. 1-16, 2019.
- MORSE, S.S. Factors in the Emergence of Infectious Diseases. CDC. **Emerg. Infect. Dis.**, n.1, v.1, p.7-15, 1995.
- MOSS, R.; HICKSON, R.I.; McVERNON, J. Model-Informed Risk Assessment and Decision Making for an Emerging Infectious Disease in the Asia-Pacific Region. **PLOS Neglected Tropical Diseases**, v. 10, n. 9, p. 1-25, 2016.
- NORMAN, F.F.; CÉSAR HENRÍQUEZ-CAMACHO, H.; DÍAZ-MENENDEZ, M. et al. Imported Arbovirus Infections in Spain, 2009–2018. **Emerg. Infect. Dis.**, v. 26, n. 4, p. 1-9, 2020.
- OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. “Seminário Estadual de Vigilância Epidemiológica das Doenças de Transmissão Hídrica e Alimentar” – Natal, RN, 1996.
- OMS – ORGANIZAÇÃO MUNDIAL DA SAÚDE. OMS alerta que 2 bilhões consomem água contaminada em todo o mundo. 2017. Disponível em: <https://www.terra.com.br/noticias/dino/oms-alerta-que-2-bilhoes-consoem-agua-contaminada-em-todo-o-mundo,e6368ef2be31ff6c52b58fbcce7cc2866i7dipg3.html>. Acesso em: março/2018.
- OPAS/OMS. ORGANIZAÇÃO PAN-AMERICA DA SAÚDE (OPAS) e ORGANIZAÇÃO MUNDIAL SAÚDE (OMS). **OPAS/OMS** participa de debates sobre água e saúde em fórum mundial, 2017. Disponível: <https://www.paho.org/bra/index>. Consulta: julho/2018.
- ONU. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Agenda 21 Global, 1992. Conferência das Nações Unidas – Capítulo 17.** [on line]. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/responsabilidade-socioambiental/agenda-21/agenda-21-global>. Acesso em: março/2019.
- PAL, M.; TSEGAYE, M.; GIRZAW, F. et al. An Overview on Biological Weapons and Bioterrorism. *Americ. J. Biomed. Res.*, v. 5, n. 2, p. 24-34, 2017.
- PBMC. PAINEL BRASILEIRO DE MUDANÇAS CLIMÁTICAS. **Impacto, vulnerabilidade e adaptação das cidades costeiras brasileiras às mudanças climáticas: Relatório Especial do Painel Brasileiro de Mudanças Climáticas** [MARENGO, J.A.; SCARANO, F.R.; KLEIN, A.F. et al. (Eds.)]. PBMC, COPPE – UFRJ. Rio de Janeiro, Brasil. 184 p., 2016. ISBN: 978-85-285-0345-6.
- PENSO-CAMPOS, J.M.; PÉRICO, E.; DA SILVEIRA, E.F. Análise espacial da morbimortalidade humana associada ao saneamento, destinação do lixo, abastecimento e tratamento de água. **Rev. Bras. Geog. Fis.**, v. 12, n. 06, p. 2355-2376, 2019.
- PINHEIRO, A.; JASPERS, F.; RAUEN, W.B. **Gestão de Bacias Hidrográficas e Sustentabilidade.** In: ODS da ONU – Instituto de Estudos Avançados da Universidade de São Paulo, 2019, São Paulo/SP. Disponível em: <http://www.iea.usp.br/eventos/eventos-procedimentos-e-normas/materiais-de-referencia/ciclo-urbansus-sustentabilidade-urbana-gestao-de-bacias-hidrograficas-e-sustentabilidade>. Acesso em: dezembro/2019.
- PISARSKI, K. The Global Burden of Disease of Zoonotic Parasitic Diseases: Top 5 Contenders for Priority Consideration. **Trop. Med. Infect. Dis.**, v. 4, n. 44, p. 1-9, 2019.
- PORTIER, J.; RYSER-DEGIORGIS, M.P.; HUTCHINGS, M.R. et al. Multi-host disease management: the why and the how to include wildlife. **BMC Veterinary Research**, v. 15, n. 295, p. 1-11, 2019.
- PRADO, T.; SATO, M.I.Z. Impactos das mudanças ambientais globais e desastres sobre a epidemiologia das doenças de veiculação hídrica no Brasil. Cap. 15. In: Marchezini, V.; Wisner, B.; Londe, R.L.; Saito, S.M. (Org.).

- REDUCTION OF VULNERABILITY TO DISASTERS: FROM KNOWLEDGE TO ACTION. Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais? CEMADEN. Ministério da Ciência, Tecnologia, Inovações e Comunicações – MCTIC. 1ed.São Paulo: Editora RiMa, v. 1, p. 373-392, 2017.
- QUEIROZ, M.T.A; QUEIROZ, C.A.; QUEIROZ, F.A. Avaliação do Índice de Estado Tráfico e Parâmetros de Qualidade da Água no Reservatório da Usina Hidrelétrica de Sá Carvalho, Minas Gerais, Brasil. **Sistemas & Gestões**, v. 14, n. 1, p. 1-12, 2019.
- RAMÍREZ-CASTILLO, F.Y.; LOERA-MURO, A.; JACQUES, M. Waterborne Pathogens: Detection Methods and Challenges. **Pathogens**, v. 4, p. 307-334, 2015.
- ROSADO-GARCIA, F.M.; GUERRERO-FLÓREZ, M.; KARANIS, G. et al. Water-borne protozoa parasites: The Latin American. **Int. J. Hyg. Environ. Health**, v. 220, n. 5, p. 783-798, 2017.
- RUSIÑOL, M.; HUNDESA, A.; CÁRDENAS-YOUNGS, Y. et al. Microbiological contamination of conventional and reclaimed irrigation water: Evaluation and management measures. **Sci. Tot. Environ.**, v. 710, p. 1-20, 2020.
- RYAN, U.; PAPANINI, A.; OSKAM, C. New technologies for detection of enteric parasites. **Trends Parasitol.**, v. 33, n. 7, p. 532-546, 2017.
- SANT'ANNA, C.L; AZEVEDO, M.T.P. Contribution to the Knowledge of potentially toxic Cyanobacteria from Brazil. **Nova Hedwigia**, v. 71, p. 359-385, 2000.
- SAUVÉ, S.; DESROSIERS, M. A review of what is an emerging contaminant. **Chemistry Central Journal**, v. 8, n. 1, p. 1-7, 2014.
- SBI/SOCIEDADE BRASILEIRA DE INFECTOLOGIA. **Dimensões e Desafios da Infectologia**. Capítulo 4, Edição comemorativa de 25 anos, 2005. Disponível em: <https://studylibpt.com/doc/1122425/dimens%C3%B5es-e-desafios-da-infectologia>. Acesso em: novembro/2018.
- SCHUSTER, F. L.; VISVESVARA, G. S. Free-living amoebae as opportunistic and non-opportunistic pathogens of humans and animals. **International Journal for Parasitology**, v. 34, n. 1, p. 1001-1027, 2004a.
- SCHEID, P.L. *Vermamoeba vermiformis* – A Free-Living Amoeba with Public Health and Environmental Health Significance. **Open Parasitology Journal**, v. 7, p. 40-47, 2019.
- SCHMIDT, R.A.C. A Questão Ambiental na Promoção da Saúde: Uma Oportunidade de Ação Multiprofissional Sobre Doenças Emergentes. **PHYSIS: Rev. Saúde Coletiva**, 17(2):373-392, 2007.
- SERRA, A.S; SEERA, M.A. Pobreza e meio ambiente: o caso dos municípios paranaenses. **Planejamento e Políticas Públicas**, n. 40, p. 141-181, 2013.
- SIDDIQUI, R.; KHAN, N.A. War of the microbial worlds: Who is the beneficiary in Acanthamoeba-bacterial interactions? **Experimental Parasitology**, v. 130. n. 4, p. 311-313, 2012.
- TANCHOU, V. Review of methods for the rapid identification of pathogens in water samples. 2014. In: ERNCIP thematic área Chemical & Biological Risks in the Water Disponível em: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC92395/lbna26881enn.pdf>. Acesso em: março/2020.
- TAYLOR, M.; MEDIANNIKOV, O.; RAOULT, D. et al.. Endosymbiotic bacteria associated with nematodes, ticks and Amoebae. **FEMS Immunol. Med. Microbiol.**, v. 64, p. 21-31, 2012.
- TEIXEIRA, L.H.; ROCHA, S.; PINTO, R.M.F. et al. Prevalence of potentially pathogenic free-living amoebae from *Acanthamoeba* and *Naegleria* genera in non-hospital, public, internal environments from the city of Santos, Brazil. **Braz. J. Infect. Dis.** v. 13, p. 395-397, 2009.
- TEIXEIRA, W.F.P.; VIEIRA, D.S.; LOPES, W.D.Z. Criptosporidiose bovina: aspectos clínicos, epidemiológicos e terapêuticos. **PUBVET**, v. 13, n. 7a369, p.1-7, 2019.

- TISSERA, H.; JAYAMANNE, B.D.W.; RAUT, R. et al.. Severe Dengue Epidemic, Sri Lanka, 2017. **Emerg. Infect. Dis.**, v. 26, n. 4, p. 1-10, 2020.
- TOLEDO, L.G.; NICOLELLA, G. Índice de qualidade de água em microbacia sob uso agrícola e urbano. **Scientia Agricola**, v. 59, n. 1, p. 181-186, 2002.
- TOLEDO, R.S.; MARTINS, F.D; FERREIRA, F.P. *Cryptosporidium* sp.. and *Giardia* sp. in feces and water and the associated exposure factors on dairy farms. **PLOS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1-14, 2017.
- TREBI, N.I. Emerging and Neglected Infectious Diseases: Insights, Advances, and Challenges. **BioMed Res. Internat.**, v. 10, p. 1-16, 2017.
- UNESCO. UNITED NATIONS EDUCACIONAL SCIENTIFIC AND CULTURAL ORGANIZATION. **Relatório Mundial das Nações Unidas sobre o Desenvolvimento dos Recursos Hídricos 2017**. Águas Residuais o Recurso Inexplorado. UNESCO. Disponível em: [https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552\\_por](https://unesdoc.unesco.org/ark:/48223/pf0000247552_por). Acesso em: julho/2019.
- USEPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA).. **Draft Drinking Water Criteria Document for *Cryptosporidium*. Prepared by Clement International Corporation**. Prepared for EPA Office of Water, Office of Science and Technology, Washington, D.C., USEPA, 1994.
- VARGAS Jr., S.F.; MARCOLONGO-PEREIRA, C.; ADRIEN, M.L. et al. Surto de Criptosporidiose em Bezerros no Sul do Rio Grande do Sul. **Pesq. Vet. Bras.** v. 34, n. 8, p. 749-752, 2014.
- WALDMAN, E.A; SATO, A.P.S. Trajetória das doenças infecciosas no Brasil nos últimos 50 anos: um contínuo desafio. **Rev. Saúde Pública**, v. 50, n. 68, p. 1-18, 2016.
- WHITE P.A.; RASMUSSEN J.B. The genotoxic hazards of domestic wastes in surface waters. **Mutat. Rev.**, v. 410, p. 223-36, 1998.
- WHO/UNICEF. WORLD HEALTH ORGANIZATION/ UNITED NATIONS CHILDREN'S FUND. **Progress on Drinking Water, Sanitation and Hygiene**. Joint Monitoring Programme 2017 Update and SDG Baselines. (2017). Disponível em: [https://www.who.int/water\\_sanitation\\_health/publications/jmp-2017/en/](https://www.who.int/water_sanitation_health/publications/jmp-2017/en/)
- WIDMER, G; CARMENA, D; KVÁC, M. et al. Atualização sobre *Cryptosporidium* spp: destaques da sétima conferência internacional de *Giardia* e *Cryptosporidium*. **Parasite**, v. 27, n. 14, p. 1-11, 2020.
- WU, X.; LU, Y.; ZHOU, S. et al. Impact of climate change on human infectious diseases: Empirical evidence and human adaptation. **Environment International**, v. 86, p. 14–23, 2016.
- YANG, K.; LeJEUNE, J.; ALSDOR, D. et al. Global Distribution of Outbreaks of Water-Associated Infectious Diseases. **PLOS Negl. Trop. Dis.**, v. 6, n. 2, p. 1-9, 2012.
- YAZBEK, M.C. Pobreza no Brasil contemporâneo e formas de seu enfrentamento. *Serv. Soc. Soc.*, São Paulo, n. 110, p. 288-322, 2012.
- ZANELLA, J.R.C. Zoonoses Emergentes e Reemergentes e Sua Importância Para Saúde e Produção Animal. **Pesq. Agropec. Bras.**, v. 51, n. 5, p. 510-519,2016.
- ZAHEDI, A. **Innovative approaches to understanding and limiting the public health risks of *Cryptosporidium* in animals in Australian drinking water catchments**. Thesis (Doctor in Veterinary). School of Veterinary and Life Sciences Murdoch University, 483p., 2018.

---

# PERFORMANCE E VIGILÂNCIA DO DIAGNÓSTICO DE PATÓGENOS EMERGENTES E RE-EMERGENTES NO MONITORAMENTO DA ÁGUA DE CONSUMO HUMANO

Mirna Aparecida Pereira

## ABORDAGENS TECNOLÓGICAS, CIENTÍFICAS E DESAFIOS METODOLÓGICOS

Existe uma intrínseca relação entre a água, o esgoto e a saúde humana e, atualmente, a água é uma preocupação mundial decorrente da presente situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos que, em grande parte, encontram-se contaminados com substâncias nocivas e ou agentes patogênicos causadores de enfermidades ao homem e a outros animais. Em particular, os recursos hídricos brasileiros, apesar do cenário de abundância, subsistem acometidos por ostensiva degradação, isso pode ser explicado por seu uso de forma desordenada e predatória representados, por exemplo, por receptor altos índices de efluentes de esgotos domésticos e industriais, em sua grande maioria não tratados ou tratados inadequadamente.

Os corpos hídricos receptores de águas residuárias estão há muito superando sua capacidade de autodepuração. Nestas circunstâncias, torna-se irrefutável a adoção de medidas para minimizar essas ações, desde o uso consciente da água até o tratamento e monitoramento adequados antes do seu destino final (Rodrigues, 2016). Entende-se que, a capacidade de diluição de um corpo receptor deve levar em conta as condições primárias da qualidade da água e da variação do regime hidrológico, tornando-se vital, impedir o lançamento de cargas poluidoras que ultrapasse a sua capacidade de autodepuração (MARÇAL e SILVA, 2017). Neste cenário, habilidades tecnológicas e pesquisas acadêmicas constituem as principais ferramentas para minimizar o impacto desses resíduos no ambiente hídrico.

Em vista disso, a sustentabilidade dos corpos d'água é prioridade para as indústrias de água no mundo inteiro uma vez que a saúde pública e ambiental está diretamente ligada à água de boa qualidade, considerando que a mesma é fonte de captação e que uma vez tratada, é distribuída à população. A garantia da oferta de água para todos os centros urbanos deve ser prioritária, pois, se trata do atendimento à necessidade básica da população e apontada como estratégica, tendo em vista, a perspectiva de evolução de um país desenvolvido.

Afinal, fornecer água potável segura é um complexo e desafiador negócio, muitos dos elementos básicos são enganosamente simples. A combinação de aparente simplicidade que supera

desafios sérios e inevitáveis faz com que certas situações deem origem a falhas, a menos que seja promovido um compromisso rigoroso, completo e coerente com a segurança (HRUDEY, 2011).

A vigilância da qualidade da água para consumo humano consiste num conjunto de ações adotadas, continuamente, pelas autoridades em saúde pública e ambiental, objetivando garantir que a água consumida pela população atenda aos padrões de potabilidade. No Brasil, ações conjuntas de órgãos públicos e privados por meio de políticas de saneamento ambiental, diretrizes e metas para universalização dos serviços de saneamento têm estimulado o aprimoramento no setor de abastecimento e tratamento de água (ANA/MS, 2010).

A atual preocupação dos especialistas e técnicos do setor de gestão e tratamento de água para abastecimento, tem foco nas crescentes dificuldades operacionais e nos riscos potenciais à saúde humana pela presença, cada vez mais frequente, dos já referidos micro-organismos emergentes, reemergentes e oportunistas, e de contaminantes antes desconhecidos ou que se encontravam em baixas concentrações, o que demanda de tecnologias adequadas, as quais, devem constituir barreiras múltiplas ao longo do tratamento para que possam eliminar ou reduzir os riscos, e assim, obter-se o padrão de potabilidade da água (PROSAB, 2009).

Os obstáculos referem-se, essencialmente, ao diagnóstico da presença destes micro-organismos incluindo sobretudo, protozoários potencialmente patogênicos, cianobactérias, cianotoxinas (microcistina, saxitoxina e cilindrospermopsina), além de micro contaminantes (agentes desreguladores endócrinos, agrotóxicos), além de compostos que causam gosto e odores desagradáveis na água (LERCHE et al., 2018).

São várias as Instituições que trabalham de forma a refrear e prevenir as doenças emergentes, doenças reemergentes e negligenciadas, a exemplo do CDC – *Centers for Disease Control and Prevention*, a nível europeu o ECDC – *European Centre for Disease Prevention and Control*; USEPA – *United States Environmental Protection Agency*; e no Brasil OMS – *Organização Mundial de Saúde*. O fato é, que é surpreendente o aumento nas duas últimas décadas, da frequência e da velocidade com que esses agentes patogênicos emergiram e de como os eventos ocasionados por eles têm ocorrido, associados a uma série de fatores entre eles, a globalização; o intercâmbio internacional; uso intensivo de transportes aéreos e urbanos de massa entre outros, tudo isso, agregado ao rápido crescimento demográfico e a urbanização acelerada que se intensificaram, em particular, nos países em desenvolvimento com abrangente contingente populacional (WALDMAN e SATO, 2016).

Neste sentido, pesquisas estão sendo realizadas de maneira global, com o intuito de se desvendar e compreender melhor a biologia, a epidemiologia, a ecologia, e a dinâmica dos agentes patogênicos, especialmente os protozoários parasitas emergentes e reemergentes, tanto vinculados ao ambiente aquático quanto intrínsecos em outras matrizes residuais complexas; além da busca de procedimentos que encontrem alternativas para o tratamento, tanto humano quanto direcionado para a desinfecção da água e do esgoto (Al-EZZY et al., 2017). Desta forma, torna-se imprescindível a otimização de etapas referentes a metodologias próprias para a pesquisa destes micro-organismos

parasitários, visto que, tais patógenos são considerados os principais contaminantes parasitológicos da água, não à toa são referidos no monitoramento da água potável.

No Brasil, o tema tem despertado a atenção do meio técnico-científico. A qualidade dos recursos hídricos é um aspecto fundamental quando se necessita da água de captação para abastecimento público. A legislação brasileira representa um avanço nesta questão, pois, prioriza o uso das águas para abastecimento e determina parâmetros de qualidade da mesma. Há bem pouco tempo, foi introduzida na atualização da legislação (Portaria MS nº 2914/2011 substituída pela Portaria de Consolidação nº 5 de 28/09/2017), a qual estabelece o padrão de potabilidade da água para consumo humano, a obrigatoriedade da pesquisa de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp., como meta a ser implantada pelas ETAs – Estações de Tratamento de Água, e órgãos de vigilância sanitária e epidemiológica, objetivando com isso, a ausência destes patógenos na água final (HESPANHOL, 2019).

Nesse âmbito, a produção de água segura, que não ofereça riscos significativos à saúde humana, esbarra nos dias de hoje no avanço de seus paradigmas em razão: (i) das limitações do controle laboratorial da qualidade da água; (ii) do reconhecimento das imperfeições das chamadas técnicas convencionais de tratamento da mesma. A construção de um sistema efetivo de abastecimento de água requer muitos estudos e pessoal altamente atualizado e especializado na sua manutenção (ASSEMAE/FUNASA/MS, 2019).

Segundo Bastos et al. (2004a), grandes discrepâncias entre as legislações de países do continente americano (AL), suscita dúvidas sobre suas inovações e atualizações científicas e sobre as bases em que deveriam pautar-se, tais como: análise das evidências epidemiológicas e toxicológicas dos riscos à saúde associados às diversas substâncias ou organismos patogênicos; as possibilidades analítico-laboratoriais; a intensidade de uso e ocorrência das substâncias químicas; a presença de organismos potencialmente patogênicos na água. A qualidade da água consumida resulta da qualidade da água bruta, do estado de conservação de equipamentos e instalações da ETA – Estação de Tratamento de Água, além do rigor no controle operacional dos processos de gerenciamento e tratamento da água (CARMO et al., 2008; AUGUSTO et al., 2012; FERREIRA FILHO, 2017).

Consequentemente, o padrão de potabilidade deve vir acompanhado de uma série de medidas, tais como: múltiplas barreiras de proteção, desde o manancial até o consumo, adoção de boas práticas na produção e fornecimento de água, e implementação de instrumentos de avaliação e gerenciamento de riscos, para prevenir, reduzir, eliminar ou minimizar a contaminação, tanto dos mananciais que são usados como fonte de captação da água para tratamento e distribuição para a população, tanto para aquele que desempenha a função de corpo receptor do efluente oriundo das estações de esgoto, tratado ou não pelo homem (CARMO et al., 2008; WHO, 2011).

Nestas circunstâncias, por mais atual que seja um padrão de pureza da água, seu atual e mero atendimento não garante a potabilidade ou segurança da mesma dados sua insuficiência e limitações do controle laboratorial frente a: limitações de sensibilidade e especificidade dos métodos analíticos, o monitoramento da água em base amostral, o monitoramento da qualidade

da água em tempo real, o contínuo não reconhecimento de organismos patogênicos emergentes e reemergentes, o insatisfatório monitoramento microbiológico com o recurso a indicadores de contaminação, e o escasso conhecimento sobre os riscos químicos (BASTOS et al., 2003, ROBERTSON, 2013). Recente revisão realizada por Efstratiou et al. (2017), examina e descreve as metodologias desenvolvidas e aplicadas para o monitoramento da ocorrência de patógenos emergentes e reemergentes em água, nos últimos 40 anos. E, embora o conhecimento das ferramentas tecnológicas tenha sido substancialmente aperfeiçoado, questões quanto à uma metodologia realmente eficaz permanecem intrincadas e insolúveis.

Cabe enfatizar que, apenas as análises de indicadores bacteriológicos não são suficientes para proteção da saúde contra micro-organismos emergentes e reemergentes e as infecções ocasionadas por eles, sendo necessárias outras medidas para a minimização do risco microbiano da água nos sistemas de abastecimento (FREGONESI et al., 2012). Deve-se ressaltar que, protozoários como *Cryptosporidium* spp e *Giardia* sp., que possuem oocistos e cistos resistentes aos processos de cloração e aumento de temperatura, permanecem viáveis mesmo após o tratamento convencional da água, assim sendo, o aprimoramento de técnicas de purificação altamente especializadas no isolamento desses parasitos na análise das amostras investigadas, são etapas fundamentais para a vigilância de rotina desses patógenos.

Dentre as tecnologias em franco aprimoramento, destacam-se as técnicas de filtração com eficiência aumentada nos sistemas de tratamento de água, a fim de assegurar uma adequada retenção na passagem dos protozoários referidos. Nesse mesmo contexto, a desinfecção da água por luz UV, afim de provocar danos na paredes dos (oo)cistos, é vista por diversos pesquisadores como uma alternativa eficaz para inativar tais protozoários, além de requerer um curto espaço de tempo de contato com os mesmos, ou ainda, testar a eficiência do processo de ozonização na inativação dos oo(cistos) desses protozoários potencialmente patogênicos presentes na água de lavagem dos filtros (CALGUA et al., 2014; STANGL et al., 2015; CHATZISMEON et al., 2011; OLIVEIRA, 2018; OGURA, 2018; SZETO et al., 2020).

Este fato também alerta para a questão de que populações que consomem água tratada apenas pelo processo de desinfecção (cloração), ou que consomem água de estações de tratamento – ETAs que não realizam um controle rigoroso da eficiência do processo de filtração ou que apresentam deficiências operacionais, podem estar sob maior risco de adquirir infecções por esses agentes patogênicos (ADLER et al., 2017; EFSTRATIOU et al. 2017; OLIVEIRA, 2017; OGURA, 2018).

Nesse âmbito, levando-se em conta as enfermidades emergentes e reemergentes, ressalta-se a importância da existência de uma seção de Controle de Qualidade que objetive minimizar erros e promover dados confiáveis na análise e investigação epidemiológica dos protozoários patogênicos *Cryptosporidium* spp., *Giardia* spp. *Cyclospora cayetanensis* e *Toxoplasma gondii*, além das cianobactérias, todos esses de veiculação hídrica. Deve-se destacar, a importância da avaliação efetiva da capacidade prática analítica dos métodos empregados para o controle de qualidade das metodologias de detecção desses agentes patogênicos, feito que pode mitigar os riscos de sua ocorrência.

Resultados de ensaios laboratoriais são sempre elementos importantes para a tomada de decisões na área de saneamento e, conseqüentemente, na área de saúde pública. Erros de resultados nos testes ou testes não apropriados e negligência procedentes de análises microbiológicas podem induzir os equívocos na condução de problemas na área ambiental e sérios erros de planejamento e direcionamento de programas de controle das enfermidades de veiculação hídrica (SANTOS et al., 2011). Segundo Efstratiou et al. (2017), um critério ou padrão que pode ser rastreado é, se apenas um protocolo (teste) único seria recomendado para aplicação independentemente das condições da qualidade de todos os corpos d'água, ou seja, implica se unicamente os protocolos, Método 1623.1 /US EPA 2005, poderiam ser articulados para atender a todas as aplicações igualmente de forma efetiva. Os autores, com base também em suas experiências anteriores, acreditam que este é um conceito incorreto, imperfeito e incompleto, o que é reforçado pela recente revisão da literatura realizada pelos mesmos cientistas.

A partir disso, pode-se inferir que, há necessidade de um monitoramento das águas “adequado a todos”, ou seja, aos diferentes tipos de mananciais superficiais, intrínseco a necessidade de mensurar os oocistos de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp. Já as concentrações de cistos de *Giardia* sp. requerem ajustes de amostragem e detalhamento de processamento para as qualidades específicas da água (EFSTRATIOU et al. 2017).

Por conseguinte, torna-se imprescindível a otimização de etapas referentes a metodologias próprias para a pesquisa destes micro-organismos parasitários, e, essa questão está alinhada à capacidade inicial dos laboratórios que cuidam da qualidade da água, em realizar as análises mínimas requeridas mediante testes de precisão inicial e recuperação, análises de alíquotas inoculadas em matrizes de água bruta captada, passando pelos controles positivos (presença da contaminação), controle negativo (para assegurar a ausência de contaminação na aparelhagem) e controle de colorações, qualidade dos reagentes, além do diagnóstico e localização de erros, desempenho e treinamento dos analistas e cartas controle, sendo necessária que esta capacitação seja continuamente aperfeiçoada e demonstrada (CARMO et al., 2008; CANTUSIO NETO, 2011; EFSTRATIOU et al. 2017).

A proposta de um plano ou projeto de capacitação analítica pode minimizar erros e aumentar o nível de confiança dos resultados laboratoriais. A estruturação de um controle de qualidade consiste em estabelecer metas de qualificação, desde o gerenciamento dos recursos humanos, promovendo um treinamento atualizado e contínuo da equipe de trabalho, até a manutenção do laboratório e dos equipamentos (CANTUSIO NETO, 2011).

No Brasil, assim como em vários outros países em desenvolvimento, não há monitoramento sistemático da qualidade da água, observa-se que a inserção desse tipo de controle na rotina de laboratórios certificadores da potabilidade da água ainda é incipiente (FREGONESI et al., 2012). Para que seja possível enfrentar os potenciais problemas relacionados à qualidade da água para abastecimento e de efluentes gerados após o seu tratamento, o que já se verifica nos dias atuais, é a necessidade de investimento em pesquisas e parcerias públicas para a avaliação dos impactos

que os micro-organismos e micropoluentes tóxicos, apresentam sobre a saúde humana e como eles se comportam nos sistemas de tratamento e abastecimento de água.

Acredita-se que, um dos maiores desafios na governança da água é garantir uma abordagem aberta e transparente, inclusiva e comunicativa, coerente e integrativa, equitativa e ética. Ciente dos potenciais riscos para a saúde pública e do desafio para a vigilância ambiental e, considerando a especificidade e alto custo das técnicas analíticas reconhecidas internacionalmente para análises desses patógenos em água, a presença de uma pluralidade de cidadãos e aparceiramentos, consolida propostas de gestão baseadas na garantia do acesso à informação e no estabelecimento de canais abertos para a participação e controle social (JACOBI e GRANDISOLI, 2017)

Indubitavelmente, o escasso conhecimento sobre a epidemiologia e o diagnóstico dos potenciais patógenos emergentes e reemergentes de veiculação hídrica, após a sua eliminação pelo homem e por outros animais no ambiente, é crítico na esfera da saúde pública tanto quanto o é para os produtos alimentícios seguros ao mercado mundial.

## ASPECTOS ANALÍTICOS: PARASITOS EMERGENTES E REEMERGENTES EM MATRIZES AQUÁTICAS

Pautadas e recomendadas pela *Environmental Protection Agency* – US EPA, várias leis e regulamentos ambientais foram propostos especificamente para o controle dos agentes parasitários, *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* sp., assim, via de regra tornou-se necessária a implantação e otimização desses métodos de detecção e quantificação dos seus oocistos e cistos quando presentes em amostras hídricas (FRANCO et al, 2012). Entretanto, de modo geral, essa pesquisa em suprimentos de águas naturais é difícil, pois, mesmo as técnicas atuais apesar de aperfeiçoadas, ainda são sujeitas à grande variabilidade e baixa reprodutibilidade proporcionalmente ao aumento da turbidez, além de apresentarem alto custo comparativamente aos métodos empregados para mensurar outros parâmetros de qualidade das águas (EFSTRATIOU et al. (2017).

Numa etapa anterior a padronização de métodos propostos pela US EPA, a técnica de precipitação química ou floculação em carbonato de cálcio foi desenvolvida e sugerida por Vesey et al. (1993), para concentrar oocistos em amostras com volumes de 10L de água. Numa etapa inicial, são adicionados à amostra (10L) soluções de cloreto de cálcio (1M) e bicarbonato de sódio (1M); a seguir o pH é elevado (10) empregando-se hidróxido de sódio (1M). Após um período de sedimentação (*overnight*), o sobrenadante é descartado e o precipitado formado é dissolvido empregando-se 200mL da solução de ácido sulfâmico a 10%, posteriormente, concentrado por sucessivas centrifugações (3.000 x g por 10 min.) até a obtenção de um *pellet* que é alíquotado e examinado por microscopia de fluorescência. Uma das limitações apresentada por essa metodologia, é a probabilidade da ocorrência de falso-positivo ou negativo, uma vez que a precipitação química ocorre em pH elevado e período prolongado (*overnight*), e a dissociação do sedimento

com o uso de ácido sulfâmico pode produzir deformações nos oocistos e cistos, o que resultaria numa maior dificuldade no reconhecimento dos parasitos no exame microscópico. Além disso, a manipulação de reagentes ácidos e de bases fortes requer cuidados laboratoriais específicos e protocolos de biossegurança (FRANCO et al., 2012).

A técnica de filtração em membranas (FM) foi, inicialmente, proposta para água tratada, e posteriormente aplicada também em amostras de água bruta, e consistia na captura dos oocistos e cistos através da filtração em membrana de acetato de celulose (com variações de tamanho: 293 mm e/ou 142 mm), seguida de eluição por dissolução em acetona ou etanol. A turbidez da água foi o maior fator limitante, pois, ocorria rápida obstrução da malha filtrante, com conseqüente redução do volume filtrado. Por outro lado, o método sofria influência do processo de eluição nas etapas de dissociação em acetona, o que propiciava alterações importantes sobre a estrutura e biologia dos oocistos/cistos (US EPA, 1995).

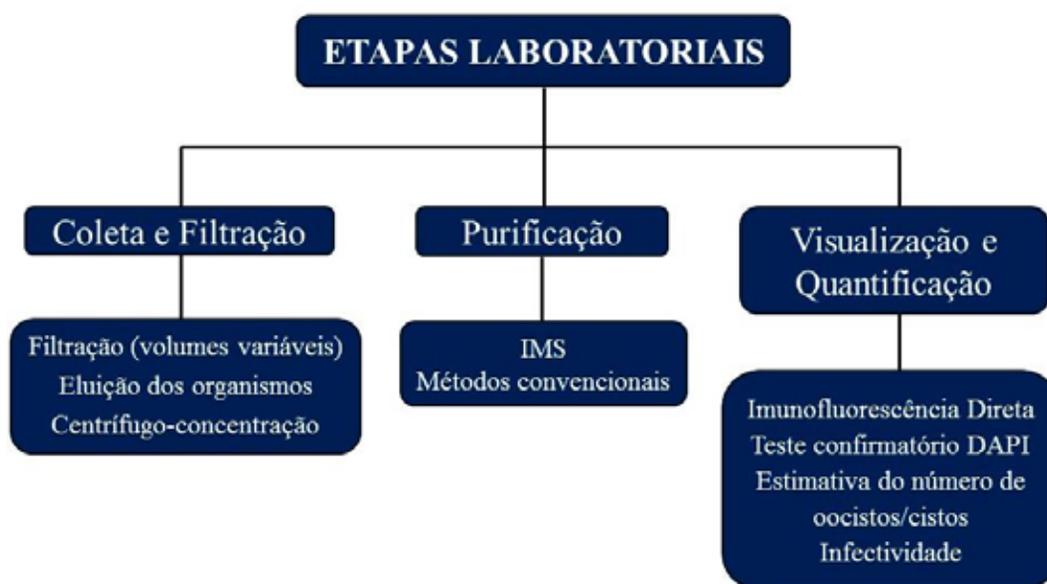
Por conseguinte, houve um grande esforço em 1995, para que a US EPA pudesse identificar e padronizar tecnologias inovadoras e eficazes para o monitoramento e análise da ocorrência de protozoários em água e, após avaliar possíveis alternativas para diversos protocolos, por meio da pesquisa literária, discussões com laboratórios comerciais, pesquisa aplicada e reuniões com especialistas da área, a Divisão de Engenharia e Análise Tecnológica e de Ciência da US EPA desenvolveu o Método 1622.

Os procedimentos subsequentes, de acordo com o Método 1622, para detecção dos oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos *Giardia* spp., incluíam a filtração de grandes volumes de água (100L/água bruta e 1.000L/água tratada), obtenção de concentrações mediante a filtração em cartuchos do tipo *cartridge* (filtros de polipropileno com 1µm de porosidade nominal), seguindo-se sucessivas lavagens do filtro com soluções contendo surfactante (Tween 80 – 0,01%) para desagregar os parasitos capturados na matriz de filtração. Em seguida, o líquido eluído era centrifugo-concentrado a 1.100 – 1.500 x g, obtendo-se um *pellet* (~ 5mL) o qual era purificado mediante gradiente de Percoll® – sacarose, com gravidade específica de 1,1, ou solução de cloreto de sódio. A etapa de visualização e identificação era por meio da Imunofluorescência Indireta – RIFI utilizando-se pequenas membranas (de 0,22 µm de porosidade nominal e diâmetro de 25 mm) clarificadas antes do exame microscópico com solução seriada contendo etanol e glicerol. Tal metodologia apresentava limitações, como: não fornecia informações sobre a viabilidade dos parasitos, resultados falso-positivo ou falso-negativo em grande escala, grande variabilidade e baixa eficiência de recuperação, variando entre 14,0% a 44,0% (US EPA, 1999a).

Após aprimoramento e potencialidades, o Método 1623.1/US *Environmental Protection Agency* – US EPA (2005), atualmente, é utilizado para monitorar os níveis de oocistos e cistos em amostras de água potável. Estes métodos incluem quatro etapas principais: (i) coleta, filtração e concentração; (ii) purificação: separação dos organismos-alvo de sujidades, materiais particulados e interferentes presentes na amostra; (iii) visualização e identificação dos parasitos e (iv) avaliação da viabilidade e infectividade, além da quantificação dos parasitos. Ambos os métodos são baseados na performance, requerendo o uso de filtração, separação imunomagnética para purificação de orga-

nismos-alvo e detecção empregando-se a reação de imunofluorescência direta, teste confirmatório da morfologia dos oocistos e cistos utilizando-se reagentes vitais fluorogênicos, além da microscopia DIC (*Differential Interference Contrast*), ou contraste de interferência diferencial (Figura 1).

Vale ressaltar que, uma vez que o Método 1623.1/USEPA (2005) tem a capacidade de concentrar, purificar e isolar oocistos e cistos a partir de diferentes matrizes de água, existe a possibilidade de adequação destas etapas para ajustá-las a diversas outras amostras ambientais complexas, tais como, efluentes sépticos, esgoto, lodo de esgoto, biossólido, solo e alimentos (US EPA, 2005), dependendo, no entanto, do aperfeiçoamento de tais protocolos.



**Figura 1.** Metodologias laboratoriais para análises de matrizes de água – MÉTODO 1623.1/USEPA (2005).

Um método alternativo foi desenvolvido no Brasil e proposto por Franco *et al.* (2001a), no qual a recuperação dos oocistos/cistos é realizada por extração mecânica dos parasitos presentes na superfície de membranas de ésteres mistos de celulose, evitando assim, as perdas dos parasitos e da infectividade dos mesmos. Este método emprega a filtração de uma amostra de água tratada e ou superficial em membrana de ésteres mistos de celulose de porosidade nominal de  $3\mu\text{m}$  e 47mm de diâmetro. A amostra é filtrada mediante sistema de porta-filtro e bomba de vácuo (fluxo de 4L/min.); após filtração, o material é eluído a partir da superfície da membrana por meio de sucessivas lavagens e raspagem da mesma, empregando-se uma solução de Tween 80 a 0,01%. O material resultante é concentrado por dupla centrifugação dependente do tipo de amostra. Entretanto, novas metodologias de filtração, tais como, a que emprega a filtração de amostras de água em cápsulas Envirocheck® ou Sistema Filta-Max® (fluxo de 4L/min.), foram posteriormente aperfeiçoadas (FRANCO *et al.*, 2012).

O Método 1623.1/US EPA (2005) representou um avanço em relação às metodologias já existentes por incluir uma etapa de purificação que emprega a Separação Imunomagnética (IMS) ao invés dos procedimentos convencionais de purificação. A IMS captura e concentra os oocistos e cistos por meio de microesferas magnetizadas recobertas com anticorpo monoclonal anti-*Cryptosporidium*/anti-*Giardia* (FRANCO et al., 2012). Além disso, a eficiência de recuperação dos parasitos é significativamente aumentada nas etapas seguintes: de visualização, identificação e quantificação dos oo(cistos) realizada pela DIF – *Direct Immunofluorescence Assay* empregando-se anticorpos monoclonais anti – *Cryptosporidium* spp e anti – *Giardia* spp conjugados com isotiocianato de fluoresceína (FITC) direcionados contra os epítomos da parede dos parasitos, além da aplicação do reagente DAPI (– 4',6' – diamidino – 2 phenyl-indole) para a pesquisa de viabilidade dos oocistos e cistos e da confirmação mediante o uso de DIC – *Difference Interference Contrast Microscopy* (US EPA, 2005).

Neste contexto, a *United States Environmental Protection Agency* estabeleceu para o método 1623.1/US EPA (2005), uma seção de Controle de Qualidade que visa reduzir os possíveis erros e promover dados confiáveis durante as avaliações analíticas da presença de oocistos e cistos em matrizes de águas. Estas metodologias foram internacionalmente validadas, e os laboratórios responsáveis pela qualidade dos padrões de potabilidade da água, devem estruturar-se com equipamentos adequados e profissionais capacitados para atender a esta demanda, sendo necessária também a manutenção da qualidade dos resultados obtidos (CANTUSIO NETO et al., 2011).

Consideradas em conjunto, estas diferentes metodologias de concentração e detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em amostras de águas, apresentam diversas limitações, como a seguir (Quadro 1).

**Quadro 1.** Características inerentes às limitações dos métodos de detecção dos protozoários *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em matrizes de água. Fonte: FRANCO et al. (2012).

| LIMITAÇÕES DOS MÉTODOS<br>1622/1623 – USEPA  |
|--|
| Custo elevado; necessidade de insumos importados.  |
| Grande variabilidade dos resultados gerados.   |
| Baixa eficiência de recuperação, em geral variando entre 1% a 50% mesmo com metodologia sofisticada (Método 1623/USEPA). |
| Turbidez e composição físico-química da amostra influenciam na obtenção dos resultados.                                  |
| Não identificam os genótipos das espécies.   |
| Não fornecem informações sobre a infectividade dos organismos detectados.  |
| Requerem recursos humanos especializados.  |

No Brasil, à três instituições sendo elas, a FUNED – *Fundação Ezequiel Dias/MG* com apoio da COPASA – *Companhia de Saneamento de Minas Gerais*; a CESTESB – *Companhia de Ambiental do Estado de São de Paulo*; e a UNICAMP – *Universidade Estadual de Campinas/SP*, foi proposta uma pesquisa envolvendo a experimentação de três metodologias para concentração das matrizes de água destinadas às análises de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp., tendo em vista, a experiência previa do laboratório de cada instituição na execução dos métodos (FRANCO et al., 2012). Em conjunto, os resultados dos estudos realizados pelos pesquisadores brasileiros demonstraram o grau de performance das principais metodologias de detecção dos oocistos e cistos dos protozoários emergente e reemergente de veiculação hídrica (Figura 2).

| METODOLOGIA   | VANTAGENS   | DESVANTAGENS   |
|---|---|--|
| FILTRAÇÃO EM MEMBRANA DE 47mm, 3µm DE POROSIDADE NOMINAL  | Aplicável à água bruta e água tratada.  | Turbidez é o maior fator limitante por causar obstrução dos poros filtrantes gerando necessidade de trocar a membrana para filtrar toda a amostra. |
|   | Gerou resultados quando processada amostra de composição físico-química complexa contendo óleos, graxas, matéria orgânica.                                |  |
|   | Menor custo   |  |
|   | Menor tempo de processamento laboratorial em relação ao Método 1623.  |  |
|   | Também tem sido empregada para a detecção de <i>Toxoplasma gondii</i> em água, gerando bons resultados.   |  |
| FLOCULAÇÃO EM CARBONATO DE CÁLCIO   | Morfologia dos oocistos/cistos é preservada.  | Sujeita à influência do método de eluição escolhido.   |
|   | Baixo custo em comparação ao Método 1623.   |  |
|   | Aplicável às amostras com elevada turbidez.   |  |
|   | Tem sido empregada para a detecção de oocistos de <i>Toxoplasma gondii</i> , com outros agentes floculadores.   |  |
|   | Variações nas concentrações dos reagentes ou do pH causam diminuição de organismos floculados.  |  |
| MÉTODO 1623 AGENCIA DE PROTEÇÃO AMBIENTAL DOS ESTADOS UNIDOS DA AMÉRICA (USEPA)   | Podem ocorrer perda de organismos no sobrenadante, conforme a força centrífuga na etapa de concentração.  |  |
|   | Agente floculador e/ou ácidos empregados na dissolução do precipitado causam redução da fluorescência dos organismos e aumento da fluorescência residual. |  |
|   | Sedimento resultante é rico em material particulado, fornecendo a ocorrência de resultados falso-positivos.   |  |
|   | O pH 10 requerido para a etapa de floculação pode causar alterações morfológicas levando a resultados falso-negativos.                                    |  |
|   | Altos custos, requer maior investimento inicial para aquisição de equipamentos, por importação.   |  |
|   | Maior complexidade laboratorial.  |  |
|   | Maior tempo de processamento laboratorial.  |  |
|   | Exige recursos humanos bastante especializados para a correta execução do método.   |  |
|   | Sofre grande influência da turbidez da amostra de água.   |  |
|   | Sujeito à interferência resultante da presença de íons na amostra (manganês, ferro e cálcio).   |  |
| Eficiência de recuperação pode diminuir frente à variação do pH, durante a etapa de purificação dos organismos-alvo por IMS – Separação Imunomagnética. |   |  |
| Ângulo de agitação do ímã na etapa de IMS pode causar diminuição dos organismos recuperados.  |   |  |
| Gerar resíduos da análise que necessitam de disposição ambiental adequada (ex.: cápsulas de filtração).   |   |  |

**Figura 2.** Comparação entre os métodos de detecção de protozoários potencialmente patogênicos, oocistos/cistos em amostras hídricas – vantagens e desvantagens.

Aos fatores citados por último, acrescentam-se outros determinantes na permanência, no destino e no transporte destes protozoários potencialmente patogênicos em lagos e reservatórios de água, e conseqüentemente, a influência que esses fatores exercem sobre a sensibilidade das metodologias empregadas para o isolamento e recuperação dos oocistos e cistos associados às matrizes de água em geral, e dependentes da qualidade da matriz hídrica. Neste sentido, é

imprescindível considerar a turbidez, que é o produto das impurezas orgânicas e inorgânicas de origem antrópica. Tais características justificam a facilidade de aderência desses protozoários parasitas aos substratos, e alertam para o tempo de permanência dos mesmos em contato com as partículas nas amostras a serem pesquisadas em questão.

A carga superficial e a hidrofobicidade são atributos essenciais para a compreensão da adesão dos oocistos e cistos às partículas e sujidades, essencialmente no ambiente hídrico. Assim como, características bioquímicas da parede externa destes parasitos (distribuição dos lipídeos, proteínas e carboidratos (KARAMAN et al., 1999), são igualmente relevantes. Desta forma, o sucesso na obtenção do isolamento e recuperação dos oocistos e cistos das matrizes aquáticas estão vinculados à carga superficial e hidrofobicidade, sendo decisivamente dependentes do pH, resistência iônica e da idade dos protozoários, o que exige precisão na escolha da metodologia a ser empregada.

Haja visto que, o entendimento sobre a carga superficial, hidrofobicidade, e do PZ – Potencial Zeta dos oocistos/cistos e suas reações a condições de pH, resistência iônica, temperatura e os componentes da solução de uso, contribuem efetivamente para o esclarecimento dos processos envolvidos na adsorção dos mesmos. O fato é, que as interações eletrostáticas dependem fortemente das condições químicas da superfície destes parasitos, e precisamente, a agregação dos oocistos/cistos pode ser favorecida pela composição química de certas soluções específicas ou de diferentes tipos de partículas nas matrizes (CONSIDINE et al., 2002, JENKINS et al., 2010; SANTAMARIA et al., 2011; HUANG et al., 2017).

Nestas circunstâncias, é fundamental o conhecimento acerca da sobrevivência e do transporte dos oocistos e cistos no solo e ambiente aquático, e a determinação se os mesmos se locomovem livres ou aderidos às partículas suspensas nestes locais, assim como, estabelecer os critérios que controlam os processos de dispersão horizontal e transporte vertical determinantes da distribuição destes patógenos em lagos e reservatórios (BROOKES et al., 2004; SANTAMARIA et al., 2011).

É oportuno considerar que a associação dos oocistos e cistos com partículas em suspensão pode, eventualmente, alterar o seu tamanho efetivo e sua densidade, portanto, poderá alterar a velocidade de dispersão, de deposição, e de todo o seu comportamento de transporte no ambiente. Ambos os processos são essenciais para se determinar, não apenas as mudanças na concentração de uma distribuição inicial, mas, também a agregação de partículas e outros organismos patogênicos que podem, uma vez associados a estes parasitos, se moverem significativamente para outros locais distantes, favorecendo assim, a propagação dos mesmos associados às tais partículas suspensas (SEARCY et al., 2005; SANTAMARIA et al., 2011; HUANG et al., 2017).

Segundo Dai e Boll (2003), devido a elevadas concentrações de partículas nas águas superficiais e residuárias, grande parte dos oocistos e cistos podem ser encontrados aderidos em matérias como o barro, esterco, areia, ao plâncton e algas, e matéria orgânica ou mineral. Por outro lado, examinar a hipótese de agregação desses parasitos às partículas do solo, com especial atenção para o ambiente rural, é um passo necessário para se esclarecer de que maneira esses protozoários pa-

togênicos se locomovem frente ao fluxo superficial das águas (“*runoff*”). A grande quantidade de oocistos de *Cryptosporidium* spp. eliminados nas fezes dos animais de produção rural, ruminantes, gera uma contaminação ambiental relevante, o que possibilita e favorece o contágio humano por meio da água e alimentos contaminados (TOLEDO et al., 2017; PISARSKI, 2019).

Nesse contexto, Teixeira et al., (2019) revelaram que animais jovens doentes são a maior fonte de contaminação ambiental. Bezerros recém-nascidos infectados eliminam de  $10^6$  a  $10^7$  oocistos por grama de fezes (opg/ovos por grama). Como os oocistos já estão esporulados e infectantes no momento da eliminação, a infecção pode se espalhar rapidamente de animal para animal quando os bezerros ou cordeiros estão alojados em pequenas instalações, e ou em superpopulações, além de possibilitar o contágio das crias por ocasião do aleitamento em consequência da contaminação do úbere das fêmeas adultas com fezes ao se deitarem. *Cryptosporidium* spp. é o principal agente etiológico de diarreia neonatal em bovinos, podendo ser isolados em 55% dos animais de um rebanho (GRAAF et al., 1999a; VARGAS-Jr, 2014; VARGAS-Jr, 2015).

Em suma, se a adsorção dos oocistos e cistos das sujidades e partículas é determinada pelas características da carga superficial e hidrofóbica de cada um deles, e influenciada pelas forças iônicas e o pH do meio de suspensão, os métodos empregados para promover a purificação e o isolamento desses parasitos das amostras, precisam ser executados com base na eluição com o uso efetivo de surfactantes para promoverem a dispersão das sujidades e do material particulado. E, apesar desta etapa inicial de dissociação dos oocistos e cistos, ser crítica para o bom desempenho das metodologias de detecção dos mesmos, poucos pesquisadores tentaram estratégias melhores para a promover a desagregação destes parasitos presentes em matrizes aquáticas complexas.

Por fim, protocolos empregando-se métodos moleculares foram desenvolvidos para detecção do DNA de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp., visando superar as dificuldades encontradas com as técnicas convencionais a partir de microscópicos comuns. Estes protocolos são importantes no monitoramento da contaminação ambiental porque permitem identificar o genótipo das espécies em questão, uma vez que existem espécies com predileções por determinados hospedeiros. Sendo assim, torna-se possível identificar a origem ou a fonte da contaminação em evidência, e promover um manejo adequado para evitar a entrada desses agentes nos cursos d’água, em especial, aqueles destinados à captação para o consumo humano ou animal (XIAO e FAYER, 2008; HATALOVÁ et al., 2019).

Além do reconhecimento do parasito, essas técnicas moleculares também são aplicadas no estudo da sistemática e ecologia destes protozoários potencialmente patogênicos, em particular da sua taxonomia, evolução biológica, genética de populações, estruturas de comunidades, epidemiologia e interação com os seus hospedeiros (TANCHOU, 2014; RAMIREZ-CASTILHO et al., 2015; RIEDIGER et al., 2016; CUNHA et al., 2019; MORRIS et al., 2019; RUSIÑOL et al., 2020; WIDMER et al., 2020).

A aplicação do método 1623.1/USEPA (2005) em combinação com métodos moleculares e de cultura de tecidos, está sendo realizada cada vez mais frente as dificuldades para diferenciar

as espécies empregando-se protocolos convencionais. As técnicas baseadas em biologia molecular, como a PCR – *Polymerase Chain Reaction*, e a técnica de RFLP – *Restriction Fragment Length Polymorphism* frente ao comprimento do ácido desoxirribunocléico gerados por enzimas de restrição e ou sequenciamento automático dos ácidos nucleicos, atualmente, são os únicos protocolos confiáveis para o reconhecimento dos genótipos das espécies de *Cryptosporium* spp. e *Giardia* spp. (XIAO e FENG, 2017).

Em síntese, a escolha da metodologia a ser empregada para detecção de oocistos e cistos de protozoários emergentes e reemergentes potencialmente patogênicos, tanto em amostras de água quanto de outras matrizes ambientais complexas, deve sempre levar em conta o propósito da pesquisa, as vantagens e desvantagens de cada metodologia, o tipo de matriz e sua qualidade físico-química e microbiológica, assim como, o desempenho laboratorial inerente a metodologia escolhida para a execução das análises elencadas, além dos custos implicados.

## REFERÊNCIAS

- ADLER, S.; WIDERSTRÖM, M.; LINDH, J. et al. Symptoms and risk factors of *Cryptosporidium hominis* infection in children: data from a large waterborne outbreak in Sweden. **Parasitol. Res.**, v. 116, p. 2613-2618, 2017.
- AI – EZZY, A.I.A.; KHADIM, A.T.; HASSUN, R.H. ACcomprehensive Evaluation of Transmission Methods for *Cryptosporidium* species with special emphasis to *Cryptosporidium parvum*. **RJPBCS**, v. 8, n. 5, p. 555-570, 2017.
- ANA – AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS. Atlas Brasil. Abastecimento Urbano de Água. **ANA/MS.**, v.2, 2010. Disponível em: <http://www.ana.gov.br/atlas>. Acesso: novembro/2018.
- ASSEMAE/FUNASA/MS. ASSEMAE – Congresso Nacional de Saneamento / FUNASA – Fundação Nacional de Saúde / MS – Ministério da Saúde. **Debate orienta municípios sobre a qualidade da água: especialistas comentam os desafios da vigilância e monitoramento do setor.** In: 49º CONGRESSO NACIONAL DE SANEAMENTO – ASSEMAE. 2019, Cuiabá/MT. Disponível em: <http://www.assemae.org.br/noticias-congresso/item/4889-debate-orienta-municipios-sobre-a-qualidade-da-agua>. Acesso: julho/2019.
- AUGUSTO, L.G.S.; GURGEL, I.G.D.; CÂMARA NETO, H.F. O contexto global e nacional frente aos desafios do acesso adequado à água para consumo humano. **Ciência & Saúde Coletiva**, v. 17, n. 6, p. 1511-1522, 2012
- BASTOS, R.K.X. **Controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano – evolução da legislação brasileira.** In: CONGRESSO REGIONAL DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL DA 4ª REGIÃO DA AIDIS, CONE SUL, 4, 2003, São Paulo. *Anais...* Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003.
- BASTOS, R.K.X., HELLER, L., BEVILACQUA, P.D., PÁDUA, V. L., BRANDÃO, C.C. **Legislação sobre controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano. A experiência brasileira comparada à Panamericana.** In: CONGRESSO INTERAMERICAO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL – AIDIS, 29, 2004, San Juan, Porto Rico. *Anais...*San Juan: AIDIS, 2004a.
- BROOKES, J.D.; ANTENUCCI, J.; HIPSEY, M.; BURCH, M.D.; ASHBOLT, J.; FERGUSON, C. Fate and transport of pathogens in lakes and reservoirs. **Environ. Int.** v. 30, p. 741-759, 2004.
- CALGUA, B.; CARRATALÀ, A.; GUERRERO-LATORRE, L. UVC Inactivation of dsDNA and ssRNA Viruses in Water: UV Fluences and a qPCR-Based Approach to Evaluate Decay on Viral Infectivity. **Food Environ. Virol.**, v. 6, p. 260-268, 2014.
- CANTUSIO-NETO, R.; SANTOS, L.U.; SATO, M.I.Z. et al. Controle de qualidade analítica dos métodos utilizados para a detecção de protozoários patogênicos em amostras de água. **Arquivos Instituto Biológico**, v. 78, n. 1, p. 169-174, 2011.
- CARMO, R.F.; BEVILACQUA P.D.; BASTOS, R.K.X. Vigilância da qualidade da água para consumo humano: abordagem qualitativa da identificação de perigos. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 13, n. 4, p. 426-434, 2008.
- CHATZISMEON, E.; DROUMPALI A, MANTZAVINOS D, et al. Desinfection of water and Wastewater by UV-A and UVC Irradiation: application of real-time PCR Method. **J. Photochemical & Photobiological Sciences**, v. 10, n. 3, p. 389-395, 2011.
- CONSIDINE, R.F.; DIXON, R.; DRUMMOND, C.J. Oocysts of *Cryptosporidium parvum* and model sand surfaces in aqueous solutions: an atomic force microscope (AFM) study. **Water Res.** v. 36, p. 3421-3428, 2002.

- CUNHA, F. S.; MAURO PERALTA, J.M.; SARAMAGO PERALTA, R.H. New insights into the detection and molecular characterization of *Cryptosporidium* with emphasis in Brazilian studies: a review. **Rev. Inst. Med. Trop.** São Paulo, v. 61, n. 28, p. 1-12, 2019.
- DAI, X. & BOLL, J.. Evaluation of Attachment of *Cryptosporidium parvum* and *Giardia lamblia* to Soil Particles. **J. Environ. Qual.**, v. 32, p. 296-304, 2003.
- EFSTRATIOU, A.; ONGERTH, J.; KARANIS, P. Evolution of monitoring for *Giardia* sp. and *Cryptosporidium* spp. in water. **Water Research**, v. 123, p. 96-112, 2017.
- FERREIRA FILHO, S.S. **Tratamento de Água: Concepção, Projeto e Operação de Estações de Tratamento**. 1.edição. – Rio de Janeiro: Elsevier, 450p., 2017.
- FRANCO, R.M.B.; ROCHA-EBERHARDT, R.; CANTUSIO NETO, R. Occurrence of *Cryptosporidium* oocysts and *Giardia* cysts in raw water from Atibaia River, Campinas, Brazil. **Rev. Inst. Med. Trop.** v. 43, p. 109-111, 2001a.
- FRANCO, R.M.B.; BRANCO, N.; LEAL, D.A.G. Parasitologia Ambiental: Métodos de Concentração e Detecção de *Cryptosporidium* spp. e *Giardia* spp. em Amostras de Água. **Rev. Patol. Trop.**, v. 41, n. 2, p. 119-135, 2012.
- FREGONESI, B.M.; SAMPAIO, C.F.; RAGAZZI, M.F. *et al.* *Cryptosporidium* e *Giardia*: Desafios em Águas de Abastecimento Público. **O Mundo da Saúde**, v. 36, p. 4, p. 602-609, 2012.
- GRAAF, D.C., VANOPDENBOSCH, E., ORTEGA-MORA, L.M. *et al.* A review of the importance of cryptosporidiosis in farm animals. **Int. J. Parasitol.**, v. 29, p. 1269-1287, 1999a.
- HATALOVÁ, E.; VALENČÁKOVÁ, A.; LUPTÁKOVÁ, L. The first report of animal genotypes of *Cryptosporidium parvum* in immunosuppressed and immunocompetent humans in Slovakia. **Transbound Emerg Dis.**, v. 66, p. 243–249, 2019.
- HESPANHOL, I.. Considerações sobre a Portaria 2914/2011, sobre os Planos de Segurança da Qualidade da Água, sobre os anexos XX e XXI da Portaria de Consolidação 5/2017 do SUS, e sobre uma Proposta para Implementar um Novo Paradigma para Regulamentação com base em Variáveis em Sub-Rogadas. **Revista DAE**, v. 67, n. 217, p. 1-22, 2019.
- HRUDEY, S.E. Drinking Water Quality Management from Catchment to Consumer. Editor(s): Bob Breach, **IWA Publishing**, v.10, 272p., 2011.
- HUANG, C.; HU, Y.; WANG, L. *et al.* Environmental Transport of Emerging Human-Pathogenic *Cryptosporidium* Species and Subtypes through Combined Sewer Overflow and Wastewater. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 83, n. 16, p. 1-11, 2017.
- JACOBI, P.R. & GRANDISOLI, E. Água e sustentabilidade: desafios, perspectivas e soluções. 1ª Edição. São Paulo: IEE-USP e Reconnecta, 110p., 2017.
- JENKINS, M.B.; EAGLESHAM, B.S.; LARRY C. ANTHONY. Significance of Wall Structure, Macromolecular Composition, and Surface Polymers to the Survival and Transport of *Cryptosporidium parvum* Oocysts. **Appl. Environ. Microbiol.** v. 76, n. 6, p. 1926–1934, 2010.
- KARAMAN, M.E.; PASHLEY, R.M.; BUSTAMANTE, H.; SHANKER,S.R..Colloids Surf. **A: Physicochem. Eng. Aspects.** v. 146, p. 217-225, 1999.
- LERCHE, L.H.M. **Proposta de Modelo de Exposição Humana à Saxitoxina em Água de Recreação e de Abastecimento Público do Reservatório Itaparanga**. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública). Faculdade de Saúde Pública. Universidade de São Paulo – USP. SP. 97p., 2018.
- MARÇAL, D.A. & SILVA, C.E. Avaliação do Impacto do Efluente da Estação de Tratamento de Esgoto ETE-Pirajá Sobre o Rio Parnaíba, Teresina/PI. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 22, n. 4, p. 761-772, 2017.

- MORRIS, A.; ROBINSON, G.; SWAIN, M.T. Direct Sequencing of *Cryptosporidium* in Stool Samples for Public Health. **Frontiers in Public Health**, v. 7, n. 360, p. 1-16, 2019.
- OGURA, A. **Avaliação e Tratamento da Água de Lavagem dos Filtros e dos Resíduos Sedimentados Gerados pela Tecnologia de Ciclos Completos Contendo Oocistos de *Cryptosporidium* spp. e Cistos de *Giardia* sp.** Dissertação (Mestrado em Ciências: Engenharia Hidráulica e Saneamento). Escola de Engenharia de São Carlos da Universidade de São Paulo, São Paulo, SP. 150p., 2018.
- OLIVEIRA, M.A.M.V.G. **Avaliação da Presença de Oocistos de *Cryptosporidium* spp. e Cistos de *Giardia* spp. em Amostras de Água Bruta e Tratada, Destinada ao Abastecimento Público no Município de Canavieiras, Bahia.** Dissertação (Mestrado em Ciência Animal). Universidade Estadual de Santa Cruz, Ilhéus, BA. 62p, 2017.
- OLIVEIRA, G.S. **Estudo Teórico do Uso de Radiação Ultra Violeta Para Controle de Micro-organismos em Água.** Monografia (Graduação). Curso Ciências Naturais, Universidade Federal do Maranhão, Codó, 36p, 2018.
- PISARSKI, K. The Global Burden of Disease of Zoonotic Parasitic Diseases: Top 5 Contenders for Priority Consideration. **Trop. Med. Infect. Dis.**, v. 4, n. 44, p. 1-9, 2019.
- PROSAB/PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO. **Água – Remoção de Microrganismos Emergentes e Micro contaminantes Orgânicos no Tratamento de Água para Consumo Humano.** Editora ABES, PROSAB. Belo Horizonte, 392p., 2009.
- RAMÍREZ-CASTILLO, F.Y.; LOERA-MURO, A.; JACQUES, M. Waterborne Pathogens: Detection Methods and Challenges. **Pathogens**, v. 4, p. 307-334, 2015.
- RIEDIGER, I.N.; HOFFMASTER, A.R.; CASANOVAS-MASSANA, A. et al. An Optimized Method for Quantification of Pathogenic *Leptospira* in Environmental Water Samples. **PLOS ONE**, v. 11, n. 8, p. 1-12, 2016.
- ROBERSON, J.A. **RTCR? To(tal) Coliform or Not To(tal) Coliform – That Is the Question.** Journal AWWA, 2013. Disponível em: <http://dx.doi.org/10.5942/jawwa.2013.105.0040>. Acesso em: 12/dezembro/2019.
- RODRIGUES, F.A. **Desafios dos Planos de Bacia Hidrográfica: Como Solucionar os Problemas Identificados.** In: Conferência Internacional Água e Energia: Novas Abordagens Sustentáveis, Conselho Federal de Engenharia – CONFEA e a Federação Brasileira de Associações de Engenheiros – FEBRAE, 2016.
- RUSIÑOL, M.; HUNDESA, A.; CÁRDENAS-YOUNGS, Y. et al. Microbiological contamination of conventional and reclaimed irrigation water: Evaluation and management measures. **Sci. Tot. Environ.**, v. 710, p. 1-20, 2020.
- SANTAMARIA, J.; BRUSSEAU, M.L.; ARAUJO, J. et al. Transport and Retention of *Cryptosporidium parvum* Oocysts in Sandy Soils. **J. Environ. ual.** v. 41, p. 1246-1252, 2011.
- SANTAMARIA, J.; QUINONEZ-DIAZ, M.J.; LeMOND,L. et al. Transport of *Cryptosporidium parvum* oocysts in sandy soil: impact of length scale. **J. Environ. Monit.** v. 13, n. 12. p. 3481-3494, 2011.
- SANTOS, L.U.; CANTUSIO-NETO, R.; FRANCO, R.M.B. et al. Detecção de oocistos de *Cryptosporidium* spp. e cistos de *Giardia* spp. em amostras de esgoto bruto ou tratado: avaliação crítica dos métodos. **Eng. Sanit. Ambient.**, v. 16, n. 2, p. 115-120, 2011.
- SEARCY, K.E.; PACKMAN, A.I.; ATWILL, E.R.; HARTER, T.. Association of *Cryptosporidium parvum* with Suspended Particles: Impact on Oocyst Sdimentation. **Appl. Environ. Microbiol.**, v. 71, n. 2, p. 1072-1078, 2005.
- STANGL, F.; GROSS, A.; HÖNES, K. et al. **Advanced Photovoltaic Water Disinfection System Based on Efficient UVC and Ultrasound Generation.** 2015. Disponível em: [https://www.researchgate.net/publication/278027904\\_Advanced\\_Photovoltaic\\_Water\\_Disinfection\\_System\\_Based\\_on\\_Efficient\\_UVC\\_and\\_Ultrasound\\_Generation](https://www.researchgate.net/publication/278027904_Advanced_Photovoltaic_Water_Disinfection_System_Based_on_Efficient_UVC_and_Ultrasound_Generation). Acesso em: março/2020.
- SZETO, W.; YAM, W.C.; HUANG, H. et al..The efficacy of vacuum-ultraviolet light disinfection of some common environmental pathogens. **BMC Infect. Dis.**, v. 20, n. 127, 2020.

- TANCHOU, V. Review of methods for the rapid identification of pathogens in water samples. 2014. In: ERNCIP thematic área Chemical & Biological Risks in the Water Disponível em: <https://publications.jrc.ec.europa.eu/repository/bitstream/JRC92395/lbna26881enn.pdf>. Acesso em: março/2020.
- TEIXEIRA, W.F.P.; VIEIRA, D.S.; LOPES, W.D.Z. Criptosporidiose bovina: aspectos clínicos, epidemiológicos e terapêuticos. **PUBVET**, v. 13, n. 7a369, p.1-7, 2019.
- TOLEDO, R.S.; MARTINS, F.D; FERREIRA, F.P. *Cryptosporidium* sp. and *Giardia* sp. in feces and water and the associated exposure factors on dairy farms. **PLOS ONE**, v. 12, n. 4, p. 1-14, 2017.
- US EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1995. **ICR protozoan Method for detecting *Giardia* cysts and *Cryptosporidium* in water by a Fluorescent Antibody Procedure**. USEPA, Usepa, Ofce. Of Ground Water and Drinking Water, Washington, D.C.
- US EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). 1999a. **Method 1622: *Cryptosporidium* in water by filtration/IMS/FA**. Office of water. **USEPA-821-R-99-061**.
- US EPA. UNITED STATES ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY (USEPA). **Office of Water. Washington DC. Method 1623: *Cryptosporidium* and *Giardia* in Water by filtration/IMS/FA**. USEPA-815-R-05-002, 2005.
- VARGAS Jr., S.F. **Diarreia em Bezerros na Região Sul do Rio Grande do Sul**. Dissertação (Mestrado em Ciências e Sanidade Animal). Faculdade de Veterinária. Universidade Federal de Pelotas, Rio Grande do Sul, RS, 42p., 2015.
- VARGAS Jr., S.F.; MARCOLONGO-PEREIRA, C.; ADRIEN, M.L. et al. Surto de Criptosporidiose em Bezerros no Sul do Rio Grande do Sul. **Pesq. Vet. Bras.** v. 34, n. 8, p. 749-752, 2014.
- VESEY G.; SLADE J.S.; BYRNE M. et al. A new method for the concentration of *Cryptosporidium* oocysts from water. **J. Appl. Bacteriol.**, v.75, p. 82-86, 1993.
- WALDMAN, E.A & SATO, A.P.S. Trajetória das doenças infecciosas no Brasil nos últimos 50 anos: um contínuo desafio. **Rev. Saúde Pública**, v. 50, n. 68, p. 1-18, 2016.
- WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **Guidelines for drinking-water quality**. Geneva: WHO. Fourth Edition. 2011.
- WIDMER, G; CARMENA, D; KVÁC, M. et al. Atualização sobre *Cryptosporidium* spp: destaques da sétima conferência internacional de *Giardia* e *Cryptosporidium*. **Parasite**, v. 27, n. 14, p. 1-11, 2020.
- XIAO, L & FAYER, R. Molecular characterizathion of species and genotypes of *Cryptosporidium* and *Giardia* and assessment of zoonotic transmission. **Int. Parasitol.**, v. 38, p. 1239-1255, 2008.
- XIAO, L. & FENG, Y. Molecular epidemiologic tools for waterborne pathogens *Cryptosporidium* spp. and *Giardia duodenalis*. **Food and Waterborne Parasitoly.**, v. 8, n. 9, p. 14-32, 2017.

---

## HOMENAGENS

**In memoriam, aos eméritos cientistas  
que contribuíram enormemente para  
o desenvolvimento da Educação, Ciência  
e Tecnologia em nosso país**

*Prof. Dr. Aziz Nacib Ab'Sáber (USP)*

*Prof. Dr. Edmir Daniel Carvalho (UNESP)*

*Prof.<sup>a</sup>, Dra. Eucléia Primo Betioli Contel (USP)*

*Prof. Dr. Keshiyu Nakatani (UEM)*

*Prof. Dr. Manuel Pereira de Godoy (EEBP/SUDEPE)*

*Prof. Dr. Newton Castagnolli (UNESP)*

*Prof. Dr. Rodolpho T. W. Gaspar von Ihering (EEBP/MA)*

*Prof.<sup>a</sup>, Dra. Yoko Terada (UEM)*

**Da mesma forma, esta obra é dedicada para aqueles professores  
cientistas que ainda muito contribuem, por meio de seus exemplos,  
para que continuemos a nossa luta por um mundo melhor**

*Prof. Dr. Fausto Foresti (UNESP)*

*Prof. Dr. Hitoshi Nomura (USP)*

*Prof. Dr. Luiz Antonio Carlos Bertollo (UFSCar)*

*Prof. Dr. Noriyoshi Yamaguti (USP)*

*Prof. Dr. Osmar Sinelli (USP)*

*Prof. Dr. Shiguelo Watanabe (USP)*

## REVISÃO GERAL

*Carmino Hayashi*  
*Diego de Souza Sardinha*  
*Letícia Hirata Godoy*  
*Luciana Botezelli*  
*Paulo Augusto Zaitune Pamplin*

## CONSELHO EDITORIAL

*Afonso Pelli*  
*Antonio Donizetti Gonçalves de Souza*  
*Carmino Hayashi*  
*Diego de Souza Sardinha*  
*Francisco José Cardoso*  
*Geovany Jessé Alexandre da Silva*  
*Letícia Hirata Godoy*  
*Luciana Botezelli*  
*Luiz Eduardo Panisset Travassos*  
*Marcelo Mattos Pedreira*  
*Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo*  
*Mireile Reis dos Santos*  
*Nívea Adriana Dias Pons*  
*Paulo Augusto Zaitune Pamplin*  
*Waterloo Pereira Filho*

---

## RESUMO DO CURRÍCULUM VITAE DOS ORGANIZADORES

### CARMINO HAYASHI

Possui Licenciatura Plena em Ciências Biológicas (USP), Mestrado em Zootecnia (UNESP) e Doutorado em Ciências (UFSCar). Bacharel em Administração Pública (UFSJ) e graduado em Gestão Empresarial (FATEC). Especialista em Design Instrucional para EaD (UNIFEI), Planejamento, Implementação e Gestão da EaD (UFF), Gestão Pública Municipal (UFSJ) e Mídias na Educação (UFSJ). Publicou em parceria inúmeros artigos científicos, capítulos de livros, textos em jornais, trabalhos em congressos, além da organização de livros. Orientou centenas de alunos (estagiários, graduação, pós-graduação e pós-doutorado). Participou em várias bancas examinadoras de graduação e pós-graduação, concursos e processos seletivos. Foi Professor Titular na Universidade Estadual de Maringá, onde exerceu cargos de Diretoria, Chefia e Conselhos, além da docência em cursos de graduações e pós-graduações. Foi pesquisador científico do CNPq e PVNS – CAPES/MEC na UFTM. Atualmente é Professor Visitante no ICN/PPGCA/UNIFAL, assim como no PPGSGA/UFSCar, além de Consultor em vários Institutos, Fundações e em revistas científicas nacionais e internacionais. As principais linhas de ensino, pesquisa e extensão são relacionadas as áreas de Gestão, Políticas Públicas, Sustentabilidade Ambiental e Novas Tecnologias Educacionais.

**E-mail:** hayashi@terra.com.br

### DIEGO DE SOUZA SARDINHA

Engenheiro Ambiental pelo Instituto de Ensino Superior COC de Ribeirão Preto (SP), Mestre e Doutor em Geologia Regional pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho em Rio Claro (SP). Professor da Universidade Brasil, ministrando aulas nos cursos de Engenharia Ambiental e Agrônômica entre 2008 e 2010. Professor da Universidade Federal do Triângulo Mineiro, ministrando aulas nos cursos de Engenharia entre 2010 e 2012. Atualmente é Professor Associado da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL) e lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de Poços de Caldas (MG), onde ministra aulas no curso de Engenharia Ambiental e desenvolve pesquisas com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

**E-mail:** [diego.sardinha@unifal-mg.edu.br](mailto:diego.sardinha@unifal-mg.edu.br)

## LUCIANA BOTEZELLI

Graduada em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Lavras (UFLA), especialização em Ecoturismo e Planejamento de Atividades em Áreas Naturais, mestre e doutora em Ciências, também pela UFLA. Tem experiência em magistério no ensino médio, pré-vestibular e superior; participações em projetos e consultorias. Como funcionária pública, atuou junto ao Instituto Estadual de Florestas (IEF), Programa Pro-Acesso e no quadro permanente da Universidade Federal de Itajubá, MG, como professora e coordenadora do curso de Engenharia Ambiental. Atualmente é docente da Universidade Federal de Alfenas, *campus* Poços de Caldas. Participou dos programas de Especialização em *Design* Instrucional para EaD Virtual: tecnologias, e Especialização em Meio Ambiente e Recursos Hídricos (CEMARH). Em programas *stricto sensu* co-orienta no Programa de Pós-graduação em Meio Ambiente e Recursos Hídricos (PosMARH) e no Programa Desenvolvimento, Tecnologias e Sociedade (DTecS), ambos da Universidade Federal de Itajubá (UNIFEI); membra do Programa de Pós-graduação em Ciências Ambientais (PPGCA) da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL). Atua como editora científica da Revista *Regnellea Scientia*, parceria entre a Universidade Federal de Alfenas e a Fundação Jardim Botânico de Poços de Caldas.

**E-mail:** luciana.botezelli@gmail.com

## PAULO AUGUSTO ZAITUNE PAMPLIN

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos (1995), mestrado em Ciências da Engenharia Ambiental pela Universidade de São Paulo (1999) e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela Universidade Federal de São Carlos (2004). Foi Professor da Universidade Federal do Piauí – campus Bom Jesus (20006-2008) sendo vinculado ao Programa de Pós-Graduação em Meio Ambiente e Sociedade TROPEN/PRODEMA. Desde 2009 é Professor da Universidade Federal de Alfenas – campus Poços de Caldas (2009-), vinculado ao Programa de Ciências Ambientais. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Ecossistemas. Atuando principalmente nos seguintes temas: comunidade bentônica, eutrofização, reservatórios, espécies indicadoras de poluição.

**E-mail:** paulo.pamplin@gmail.com

---

## RESUMO DO CURRICULUM VITAE DOS AUTORES E COAUTORES

### Afonso Pelli

Professor Titular da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Minas Gerais, com mestrado pela Universidade Federal de Minas Gerais em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e doutorado em Aquicultura pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Tem experiência na área de Ecologia, atuando principalmente nos temas: ecologia aplicada, entomologia e saúde, biologia e cultivo semi-intensivo de peixes.

**E-mail:** [afonso.pelli@uftm.edu.br](mailto:afonso.pelli@uftm.edu.br)

### Ana Rita Marinho Machado

Professora Adjunto da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Possui graduação em Enfermagem e Obstetrícia pela Universidade Gama Filho, mestrado em Enfermagem em Saúde Pública pela Universidade de São Paulo e doutorado em Ciências da Saúde pela Universidade Federal de Goiás. Tem experiência saúde pública e educação em saúde.

**E-mail:** [ana.machado@uftm.edu.br](mailto:ana.machado@uftm.edu.br)

### Ariane Flávia do Nascimento

Professora Adjunta do IFMG – Instituto Federal de Minas Gerais. Graduada em Medicina Veterinária, com mestrado e doutorado em Ciências/Reprodução animal pela UFLA, atuando na área de reprodução de peixes, aquicultura sustentável, qualidade de pescado e bioindicadores.

**E-mail:** [ariane.nascimento@ifmg.edu.br](mailto:ariane.nascimento@ifmg.edu.br)

### Cochise Ricci Libânio

Possui graduação em Geografia e mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Tem experiência na área de Geociências, com ênfase em Fotogeografia (Físico-Ecológica), atuando principalmente nos seguintes temas: feira livre, topologia e percepção. Atualmente é técnico de nível superior do Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de Poços de Caldas (MG).

**E-mail:** [cochise.libanio@unifal-mg.edu.br](mailto:cochise.libanio@unifal-mg.edu.br)

### Cristiano Poletto

Professor Associado – Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Graduado em Engenharia Civil, especialização em Engenharia de Segurança do Trabalho pela Universidade Estadual de Maringá, Mestrado em Engenharia Civil com ênfase em Recursos Hídricos e Tecnologias Ambientais pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho, Doutorado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pela Universidade Federal do Rio Grande do Sul com sanduíche na United States Geological Survey (USGS) de Atlanta – EUA e Pós-Doutorado pela Coventry University da Inglaterra. Atua nos seguintes temas: qualidade da água, recursos hídricos, sedimentos fluviais, qualidade dos sedimentos, poluição difusa e metais, granulometria laser e bacias hidrográficas urbanas.

**E-mail:** cristiano.poletto@ufrgs.br

### Daniel de Melo Rosa

Pesquisador de pós-doutorado do CBEIH – Centro de Bioengenharia de Espécies Invasoras em Hidrelétricas e do Programa de Pós-Graduação em Ciências – FIMAT/UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto.). Graduado em Ciências Biológicas pela UVV, com mestrado em Zoologia de Vertebrados pela PUC Minas e doutorado em Ecologia Aplicada pela UFLA, atuando na área de ecologia de organismos aquáticos, ictiologia e biologia de invasão.

**E-mail:** danielnativa@gmail.com

### Diego de Souza Sardinha

Engenheiro Ambiental (COC), Mestre e Doutor em Geologia Regional (UNESP). Professor da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia (ICT) de Poços de Caldas (MG) onde desenvolve pesquisa com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

**E-mail:** diego.sardinha@unifal-mg.edu.br

### Fábio dos Santos Corsini

Professor Efetivo do Departamento de Computação no IFSULDEMINAS – CAMPUS Machado, Instituto Federal do Sul de Minas Gerais. Graduado em Licenciatura em Computação pelo Centro Universitário Claretiano, com Mestrado e Doutorado pela Universidade José

do Rosário Vellano em Sistemas de Produção na Agropecuária e doutorando em Agricultura Sustentável atuando na linha de pesquisa Irrigação e Qualidade da água.

**E-mail:** fabio.corsini@ifsuldeminas.edu.br

### Fagner de Souza

Graduado em Ciências Biológicas pela Faculdade de Apucarana, com mestrado em Biologia das Interações Orgânicas pela Universidade Estadual de Maringá e doutorado em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais pela Universidade Estadual de Maringá. Tem experiência na área de Ecologia e taxonomia de peixes, atuando principalmente nos temas: Ecologia de Comunidades e Populações, Ecomorfologia, Taxonomia e Filogenia de peixes Neotropicais, Biogeografia histórica e Filogeografia.

**E-mail:** desouza.fagner@gmail.com

### Fernando André de Castro Alves Victal

Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal do Paraná, e mestrado em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas. Atualmente é consultor ambiental trabalhando com análises de solos, logística empresarial e capacitação de profissionais na área de meio ambiente.

### Geraldo Lopes da Silveira

Graduado em Engenharia Civil (UFRGS, 1979), Doutor em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental (UFRGS, 1994), Professor Visitante do ICT-UNIFAL e no Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciência Ambiental. Desenvolve atividades acadêmicas e de pesquisa na área de Engenharia Civil e de Engenharia Sanitária e Ambiental, com ênfase em Planejamento Ambiental e Planejamento Integrado dos Recursos Hídricos, atuando principalmente nos seguintes temas: monitoramento hidrológico, gestão de recursos hídricos no espaço urbano e rural, cobrança pelo uso da água, hidrologia, disponibilidade hídrica, balanço hídrico quali-quantitativo e avaliação ambiental integrada e drenagem urbana, com estágio de pós doutoramento nesta área.

**E-mail:** geraldo.ufsm@gmail.com

### Hugmar Pains da Silva

Bolsista de Desenvolvimento Científico Regional C – CNPq. Pesquisador associado a Universidade Federal de Mato Grosso. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual

de Mato Grosso – UNEMAT, Mestre em Ciências Ambientais pela Universidade Estadual de Mato Grosso – Unemat e Doutor em Biologia das Interações Orgânicas pela Universidade Estadual de Maringá. Tem experiência em Ecologia e Taxonomia dos grupos recentes, com ênfase no estudo de peixes.

**E-mail:** painsbio@gmail.com

### Izaias Médice Fernandes

Professor Adjunto da Universidade Federal de Rondônia, Campus Universitário de Rolim de Moura. Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade Estadual de Mato Grosso – UNEMAT, Mestre em Ecologia e Conservação da Biodiversidade pela Universidade Federal de Mato Grosso – UFMT e Doutor em Biologia de Água Doce Pesca Interior pelo Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia – INPA. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de comunidades e Ecologia de organismos aquáticos.

**E-mail:** biomedice@gmail.com

### Jane Piton Serra Sanches

Docente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais – IFSULDEMINAS, Poços de Caldas. Graduada em Ciências Biológicas pelo Instituto de Biociências, Letras e Ciências Exatas da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho – IBILCE-UNESP – São José do Rio Preto, onde também obteve o título de Mestre e Doutora em Biologia Animal. Atua nas áreas de Zoologia, Taxonomia dos Grupos Recentes, Ictiologia, Conservação de Espécies Ameaçadas e Educação Profissional e Tecnológica.

**E-mail:** jane.sanches@ifsuldeminas.edu.br

### Juliano J. Corbi

Professor Livre-Docente – Universidade de São Paulo (USP). Graduado em Ciências Biológicas, com mestrado e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Realizou pós-doutorado pela FFCLRP, USP. Atua na área de Ecologia e Ecotoxicologia de invertebrados aquáticos de água doce e poluição de recursos hídricos.

**E-mail:** julianocorbi@usp.br

### Julio Cesar de Souza Inácio Gonçalves

Professor Adjunto IV – Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Engenharia Ambiental pelo Instituto de Ensino Superior COC, com mestrado e doutorado em

---

Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos (EESC) da Universidade de São Paulo. Atua na área de reaeração superficial, qualidade das águas superficiais, cavitação hidrodinâmica, e modelagem física e matemática de processos ambientais.

**E-mail:** julio.goncalves@uftm.edu

### Kelly Cristina Tonello

Docente do Departamento de Ciências Ambientais, UFSCar-Sorocaba. Engenheira Florestal e Mestre em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa, Doutora pela Universidade Estadual de Campinas. Bolsista Produtividade em Pesquisa do CNPq. Coordenadora do grupo de pesquisa: Hidrologia em Ecossistemas Florestais. Atua nas áreas de hidrologia em ecossistemas florestais, conservação de nascentes, manejo de bacias hidrográficas, recuperação de áreas degradadas, ecofisiologia florestal e pagamentos por serviços ambientais.

**E-mail:** kellytonello@yahoo.com/kellytonello@ufscar.br.

### Luara Castilho Pereira

Engenheira Florestal formada pela Universidade Federal do Paraná (UFPR), Mestre do Programa de Pós-graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis (PPGPUR) pela Universidade Federal de São Carlos (UFSCar), onde desenvolveu pesquisa na área de Manejo de bacias hidrográficas. Durante a graduação estagiou no Laboratório de Inventário Florestal – LIF/BIOFIX – UFPR, desenvolvendo pesquisas de tendências e anomalias do comportamento climático, relacionando com o desenvolvimento de árvores (*Araucária angustifolia* e *Sebastiania commersoniana*, 2012-2015). Foi membro do Programa de Educação Tutorial – PET – UFPR (2012 – 2016), participou da Empresa Junior de Consultoria e Planejamento Florestais – COPLAF (2013 – 2015).

### Marcelle Teodoro Lima

Doutoranda em Planejamento e Uso dos Recursos Renováveis pela Universidade Federal de São Carlos, mestra em Sustentabilidade na Gestão Ambiental pela Universidade Federal de São Carlos campus Sorocaba, especialista em Recuperação de Áreas Degradadas e Análise de Impactos Ambientais pelo Centro Universitário de Belo Horizonte e Bacharel em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Tocantins – campus Gurupi. Atuou como docente no Serviço Nacional de Aprendizagem Comercial-SENAC. Também possui experiências na área de recuperação de áreas degradadas em mineração e faz parte do grupo de pesquisa em Hidrologia em Ecossistemas Florestais – Hidrolef.

**E-mail:** marcelleteodoro@yahoo.com.br

### Marcelo Mattos Pedreira

Professor Titular na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Graduado em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande, com mestrado em Oceanografia Biológica pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo, doutorado em Aquicultura pelo Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho e pós-doutorado na School of Fisheries da Universidade de Auburn, atuando na área de aquicultura, biologia e ecologia de organismos aquáticos.

**E-mail:** marcelomattospedreira@gmail.com

### Márcia Magalhães de Arruda

Doutoranda, do Programa de Pós-Graduação em Planejamento e Uso de Recursos Renováveis, UFSCar – Sorocaba com Mestrado em Sustentabilidade na Gestão Ambiental também pela UFSCar. Graduada em Engenharia Ambiental e Administração de Empresas pela Universidade de Sorocaba. Atualmente é Professora no Senac – Sorocaba. Tem experiência na área de Engenharia Ambiental, Sanitária, Engenharia de Segurança do Trabalho e Administração de Empresas com ênfase em Sistema de Gestão Integrada SGI: Meio Ambiente ISO 14001 e Segurança do Trabalho ISO 45001.

### Maria Luiza Porto

Graduada em História Natural (UFRGS, 1969), mestre em Botânica (UFRGS, 1973), doutora em Ecologia Vegetal (Universität Ulm, Alemanha, 1981), pós-doutorado em Metodologias de Avaliação Ambiental (Universidade Técnica de Munique, 1987). Professora aposentada do Instituto de Biociências, Centro de Ecologia, UFRGS. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Paisagem, atuando principalmente nos seguintes temas: zoneamento ambiental, comunidades vegetais, fitorremediação-metals pesados, vegetação, conservação e flora e restauração de áreas degradadas. Recentemente MBA em Perícia, Auditoria e Gestão Ambiental.

**E-mail:** mlporto@ecologia.ufrgs.br

### Mirna Aparecida Pereira

Graduada em Ciências Biológicas Bacharelado e Licenciatura Plena pela UNIFENAS, com Especialização em Análises Clínicas e Especialização em Microbiologia Aplicada às Ciências da Saúde pela Universidade Federal de Alfenas, com Mestrado em Ciências Morfológicas pela UNIFENAS, com Doutorado em Biologia Animal/Parasitologia pela Universidade Estadual de Campinas, SP. Foi Docente Titular na UNIFENAS, atuando nas áreas de Ecologia e Educação Ambiental, Parasitologia Médica, Clínica e Ambiental, Epidemiologia e Gestão em Saúde Pública.

**E-mail:** mirnapereira@uol.com.br

### Paloma Cristina Pimenta

Graduada em Ciências Biológicas pelo Instituto Federal do Triângulo Mineiro, com mestrado pela Universidade Federal do Triângulo Mineiro em Ciências e Tecnologia Ambiental. Tem experiência na área de Educação com ênfase em Educação Ambiental, Ciências e Biologia.

**E-mail:** paloma.pimenta.cristina@gmail.com

### Paulo Cesar Vênere

Professor Titular da UFMT – Universidade Federal de Mato Grosso. Graduado em Ciências Biológicas pela UFSCar, SP (1986), com mestrado e doutorado na mesma Instituição, nos PPGs Ecologia e Recursos Naturais e Genética e Evolução, respectivamente. Faz parte do corpo de professores permanentes do PPG Ecologia e Conservação da Biodiversidade e do PPG Zootomia, ambos da Universidade Federal de Mato Grosso. Atualmente vem desenvolvendo trabalhos voltados para a ictiofauna neotropical, com enfoque nos estudos que se utilizam de marcadores cromossômicos e moleculares em peixes de água doce como bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq – Nível 1D.

**E-mail:** pvenere@uol.com.br

### Paulo Santos Assis

Professor Titular da Escola de Minas da UFOP – Universidade Federal de Ouro Preto desde 1993. Engenheiro Metalurgista pela UFMG, 1975. Mestre em Engenharia de Minas e Metalurgia pela UFMG, 1978. Doutor em Engenharia pela RWTH, Aachen, Alemanha, 1991. Trabalhou como pesquisador na Acesita (atual Aperam) como pesquisador de 1975 a 1984 e como Chefe de serviço na Mannesmann (atual Vallourec) de 1984 a 1993. Já coordenou mais de 80 projetos e publicou mais de 300 papers.

**E-mail:** assis@ufop.edu.br

### Pedro de Souza Lopes Silva

Engenheiro Ambiental. Graduado em Engenharia Ambiental pela UFTM, com mestrado e Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFTM. Atua como Engenheiro Ambiental Pleno na Mosaic Fertilizantes P&K (third party – Naturália) na área de Licenças Ambientais.

**E-mail:** pedro.s.ls@hotmail.com

### Rafael Cabral Cruz

Graduado em Oceanologia (FURG, 1986), mestre em Ecologia (UFRGS, 1995), doutor em Ecologia UFRGS, 2005). Professor Associado do Campus São Gabriel da UNIPAMPA. Professor colaborador do PPG Engenharia Ambiental da UFSM. Atua em Gestão Ambiental, com ênfase em Gestão de Recursos Hídricos, Estudos de Impacto Ambiental, Zoneamento Ambiental, Análise Integrada de Bacias Hidrográficas. Atua também em Ecologia de Rios e de Áreas Úmidas, com ênfase na análise do regime de pulsos para determinação de condicionantes ecológicos para definição da vazão remanescente nos corpos de água, com aplicação no licenciamento de obras de barragens para fins de geração de energia elétrica, irrigação e abastecimento de água.

**E-mail:** rafaelcruz@unipampa.edu.br

### Rianne Caroline de Oliveira

Doutoranda no PEA-UEM – Universidade Estadual de Maringá. Graduada em Ciências Biológicas pela UEM e mestre em Ecologia e Limnologia pela UEM, é doutoranda no Programa de Pós-Graduação em Ecologia de Ambientes Aquáticos Continentais (PEA) na Universidade Estadual de Maringá (UEM), atuando na área de zoologia e ictiologia, com ênfase em neuroanatomia, filogenia e taxonomia.

**E-mail:** rianne.oliveira@gmail.com

### Thiago Vinicius Ribeiro Soeira

Engenheiro Ambiental graduado na UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciência e Tecnologia Ambiental pela UFTM, desenvolvendo pesquisas na área de Tecnologia de Prevenção e Dinâmica dos Fluidos Computacional, com foco no tratamento de águas e remoção de poluentes emergentes via cavitação hidrodinâmica.

**E-mail:** tvribeiro88@hotmail.com

---

## RESUMO DO CURRICULUM VITAE DOS REVISORES

### Ademir Roberto Ruschel

Pesquisador Embrapa Amazônia Oriental. Graduado em Ciências Agrárias e mestrado Recursos Genéticos Vegetais pela UFSC e doutorado em Biologia pela Uni-Münster, Alemanha (Westfälische Wilhelms-Universität Münster – Institut für Biologie und Biotechnologie der Pflanzen). Atua na área de manejo, restauração e conservação florestas tropicais e professor colaborador na pós-graduação no curso de Ciências Florestais da UFRA.

**E-mail:** ademir.ruschel@embrapa.br

### Afonso Pelli

Professor Titular da Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Ciências Biológicas pela UFMG, com mestrado pela Universidade Federal de Minas Gerais em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre e doutorado em Aquicultura pela Universidade Estadual Paulista Júlio de Mesquita Filho. Tem experiência na área de Ecologia, atuando principalmente nos temas: ecologia aplicada, entomologia e saúde, biologia e cultivo semi-intensivo de peixes.

**E-mail:** afonso.pelli@uftm.edu.br

### Ana Lúcia Soares Machado

Prof. no Instituto Federal do Amazonas – IFAM. Graduada Cienc. Biológicas, mestrado UFAM – em Ciências Ambientais e Sustentabilidade na Amazônia; doutorado pela UnB – CDS em Desenvolvimento Sustentável. Atua na área Ed. Ambiental, Gestão Ambiental, Logística Reversa e Res. Sólidos.

**E-mail:** ana.machado@ifam.edu.br

### Antonio Donizetti Gonçalves de Souza

Professor Associado da UNIFAL-MG – Universidade Federal de Alfenas. Graduado em Ciências Biológicas pela FFCLRP (USP), mestrado em Ciência e Engenharia Ambiental (USP) e doutorado em Ecologia e Recursos Naturais (UFSCar). Foi pesquisador da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco e Assessor Técnico Secretaria Estadual de Meio Ambiente de Mato Grosso do Sul. Tem experiência na área de monitoramento da qualidade da água e instrumentos de gerenciamento de recursos hídricos.

**E-mail:** adonizetti@unifal-mg.edu.br

### Antonio José Teixeira Guerra

Bacharel em Geografia e MSc em Geomorfologia pela UFRJ. PhD em Geomorfologia pela Universidade de Londres, Pós-doutorado em Erosão dos Solos pela Universidade de Oxford e pela Universidade de Wolverhampton (Inglaterra). Professor Titular do Departamento de Geografia, da UFRJ, onde coordena o LAGESOLOS (Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos), Pesquisador 1A do CNPq.

**E-mail:** antoniotguerra@gmail.com

### Antônio Pereira Júnior

Professor assistente IV, Universidade do Estado do Pará. Departamento de Engenharia Ambiental. Coordenador do Laboratório de Engenharia Ambiental, Campus VI, Paragominas, Pará, atua nas áreas de Ecossistemas Aquáticos, Avaliação de Impactos ambientais, Microbiologia e Biologia Ambiental, Sociologia Ambiental e Recuperação de Áreas Degradadas.

**E-mail:** antonio.junior@uepa.br

### Ary Teixeira de Oliveira Filho

Engenheiro Florestal pela UFV, Mestre e Doutor em Ecologia pela UNICAMP, com estágios pós-doutorais no Royal Botanic Garden Edinburgh, Royal Botanic Garden Kew and in The New York Botanical Garden. É Professor Titular do Depto de Botânica do ICB/UFMG e Pesquisador Nível 1A do CNPq. Ex-Coordenador do PPG em Engenharia Florestal da UFLA e autor do livro “Catálogo das Árvores de Minas Gerais” e do banco de dados “NeoTropTree”, publicou 39 capítulos de livros, 158 artigos em periódicos científicos, tendo orientado 22 teses, 49 dissertações e dezenas de bolsistas de IC, AP e TCC. Atua principalmente nas áreas de Fito-geografia e Ecologia da Vegetação.

**E-mail:** ary.oliveira.filho@gmail.com

### Barbara Chaves Aguiar Barbosa

Professora EBTB do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão. Graduada em Tecnologia e Gestão Ambiental pelo IFCE, com mestrado em Gestão Ambiental pelo IFCE e doutorado em Recursos Hídricos pela Universidade Federal do Ceará. Atua principalmente nas áreas de tratamento de efluentes, saneamento básico e qualidade de águas.

**E-mail:** barbara.barbosa@ifma.edu.br

### Carlos Elias de Souza Braga

Professor Assistente IV na UEPA – Universidade do Estado do Pará. Graduado em Ciências Biológicas pela UFPA, com mestrado e doutorado em Ciências Biológicas/Entomologia pelo INPA, atuando na área de zoologia, entomologia, taxonomia, ecologia, ciências ambientais e ensino de ciências e biologia.

**E-mail:** bragaelias@yahoo.com.br

### Carmino Hayashi

Professor Visitante Sênior na UNIFAL – ICN/PPGCA/Universidade Federal de Alfenas. Graduado em Ciências Biológicas pela USP, graduado em Administração Pública (UFSJ) e em Gestão Empresarial (FATEC/SP) com mestrado pela UNESP e doutorado em Ciências/Ecologia e Recursos Naturais pela UFSCar. Professor Titular (aposentado) na Universidade Estadual de Maringá (UEM), atuando na área de limnologia, ictiologia, cultivos de organismos aquáticos, políticas públicas, gestão e sustentabilidade ambiental.

**E-mail:** hayashi@terra.com.br

### Carolina Aparecida Ferreira

Graduada em Administração pela PUC/MG, com mestrado em Ciências Ambientais (PPGCA/UNIFAL e Doutoranda no PPGCA/UNIFAL.

**E-mail:** carolina.ferreira85@outlook.com

### César Augusto Moreira

Professor Adjunto na UNESP – Universidade Estadual Paulista, Campus de Rio Claro – SP. Graduado em Geologia, com mestrado e doutorado em Geociências e Meio Ambiente pela UNESP, livre docente em Pesquisa Mineral. Atuou como geólogo na Yamana Gold e como Professor Adjunto na Universidade Federal do Pampa – UNIPAMPA. Atua em geologia e geofísica aplicada em pesquisa mineral, hidrogeologia, geotecnia e estudos ambientais (diagnóstico de áreas contaminadas).

**E-mail:** moreirac@rc.unesp.br

### Diego de Souza Sardinha

Engenheiro Ambiental (COC), Mestre e Doutor em Geologia Regional (UNESP). Professor da Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL), lotado no Instituto de Ciência e Tecnologia

(ICT) de Poços de Caldas (MG) onde desenvolve pesquisa com ênfase em processos geoquímicos superficiais, atuando principalmente em hidrogeoquímica de bacias hidrográficas (interação água-rocha-solo). Trabalha em estudos de intemperismo e evolução do relevo, aportes atmosféricos e contribuições geogênicas / antropogênicas, principalmente os relacionados a bacias de drenagem como unidade de estudo.

**E-mail:** diego.sardinha@unifal-mg.edu.br

### Eduardo Meireles

Doutor em Engenharia Urbana pela UFSCar. Foi Consultor no SEBRAE-SP (2005-2009) e Professor no Centro Estadual de Educação Tecnológica Paula Souza. Professor da Universidade do Estado de Minas Gerais /UEMG, e membro permanente do Mestrado Profissional em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente da UEMG e Coordenador do mestrado em Propriedade Intelectual e Transferência de Tecnologia para Inovação/Rede PROFNIT/UEMG. Atua nas áreas, Urbanismo, Planejamento Urbano e Regional e Engenharia Urbana e Gestão da Tecnologia e Inovação. Realizou estágio pós-doutoral no Instituto de Economia da UNICAMP, com pesquisas dirigidas a financeirização da moradia no pós-crise global de 2008.

**E-mail:** eduardo.meireles@uemg.br

### Fábio Marcelo Breunig

Professor Associado na Universidade Federal de Santa Maria – Campus de Frederico Westphalen. Graduado em Geografia pela UFSM, com mestrado e doutorado pelo Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE). Em 2015 realizou pós-doutorado relacionando sensoriamento remoto com parâmetros da água e em 2019 trabalhou com sensoriamento remoto aplicado na agricultura de precisão. Atua na área de sensoriamento remoto aplicado a vegetação, solos, água, modelagem BRDF, modelos de transferência radiativa, análise de erros em dados espacial. É pesquisador de produtividade do CNPQ desde 2014.

**E-mail:** breunig@gmail.com).

### Fabírcia Araujo Silva

Graduada em Ciências Biológicas pela UNIFAL e em Direito pela UNIFENAS, com especialização em Direito da Seguridade Social. Advogada. Mestranda no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais (PPGCA/UNIFAL).

**E-mail:** advocaciafabricia@gmail.com

### Francisco da Silva Costa

Docente do departamento de Geografia da Universidade do Minho (Portugal) desde 1998. Possui o doutoramento em Geografia – Especialização “Geografia Física e Estudos Ambientais” e tem produzido uma extensa produção científica relacionada com o planeamento de recursos hídricos e a gestão da água, os riscos hidrológicos, a restauração de rios e o património hidráulico. Foi professor convidado na Universidade de Limoges e recentemente em Paris VII (França).  
**E-mail:** costafs@geografia.uminho.pt

### Francisco José Cardoso

Professor no Instituto de Ciência e Tecnologia, Campus Poços de Caldas da Universidade Federal de Alfenas-UNIFAL. Mestre e Doutor em Urbanismo pela Pontifícia Universidade Católica de Campinas (PUC-CAMP), Especialista em Planejamento Municipal pela Universidade Federal de Viçosa (UFV), Especialista em Planejamento Moderno e Contemporâneo pela PUC-CAMP e graduado em Arquitetura e Urbanismo pela Universidade de Alfenas (UNIFENAS). Experiência profissional na área de Planejamento Urbano e projetos de Arquitetura e Urbanismo.  
**E-mail:** francisco.cardoso@unifal-mg.edu.br

### Geovany Jessé Alexandre da Silva

Pós-Doutor em Arquitetura e Urbanismo, FAU/ULisboa, Portugal, 2015-2016; Doutor em Arquitetura e Urbanismo, FAU/UnB, Brasília, DF, Brasil, 2008-2011, Mestre em Geografia, UFMT/MT, Cuiabá, MT (2006-2007); Arquiteto e Urbanista, FAU/UFU (1998-2002). Professor Adjunto IV, FAU/UFPB (2012 em diante); PPGAU (Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo), PPGECA (Engenharia Civil e Ambiental), líder do grupo DIAPROJ (Desempenho e Inovação Aplicados ao Projeto), UFPB; Professor, Universidades Estaduais e Federais (2006-2011); Arquiteto e Urbanista em Uberlândia/MG e Cuiabá/MT (2000-2006). Pesquisador, CNPq/UFPB, LAURBE (Laboratório do Ambiente Urbano e Edificado) e Líder do Grupo de Pesquisa DIAPROJ (Desempenho e Inovação Aplicados ao Projeto), UFPB (2012 em diante).  
**E-mail:** galexarq@gmail.com

### Guilherme Rossi Gorni

Professor Adjunto e Coordenador do Centro de Estudos ambientais da Universidade de Araraquara (CEAM – UNIARA). Graduado em Ciências Biológicas pela Universidade de Araraquara, tem Mestrado em Ciências Biológicas (Comportamento e Biologia Animal) pela UFJF, Doutorado em Ciências Biológicas (Zoologia) pela UNESP-Rio Claro, e Pós-Doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela EESC – USP. Tem experiência nas áreas de Zoologia

aplicada e Ecologia, com ênfase no monitoramento/ saneamento de ecossistemas aquáticos utilizando comunidades de Oligochaeta, Ecotoxicologia e análise de interações tróficas.

**E-mail:** grgorni@gmail.com

### Hugo Alves Soares Loureiro

Pesquisador Associado ao Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos (LAGESOLOS) da UFRJ – Universidade Federal do Rio de Janeiro. Bacharel em Geografia pela UFRJ, Licenciado em Geografia pela AVM/UCAM, com mestrado e doutorado em Geografia/Planejamento e Gestão Ambiental pelo PPGG-UFRJ, atuando nas áreas de geomorfologia, pedologia, recuperação de áreas degradadas por erosão, e unidades de conservação.

**E-mail:** hugogeogr@gmail.com

### Idelvone Mendes Ferreira

Geógrafo pela Universidade Federal de Goiás (1986), Mestre em Pedologia pelo Instituto de Geociências da UFBA (1996). Doutor em Geografia pelo Instituto de Geociências e Ciências Exatas da UNESP-Rio Claro (2003). Professor Associado do Instituto de Geografia e do Programa de Pós-Graduação em Geografia da Universidade Federal de Goiás/Universidade Federal de Catalão. Coordenador do Programa de Pós-Graduação em Geografia-IGEO-UFG/UFCAT. Coordenador do Núcleo de Estudos e Pesquisas Socioambientais (NEPSA-UFCAT/CNPq). Pesquisas nas áreas de Pedologia, Biogeografia e Recursos socioambientais do Cerrado.

**E-mail:** idelvoneufg@gmail.com

### João Batista Pereira Cabral

Professor Associado III da Universidade Federal de Jataí, Docente do curso de graduação e pós-graduação em Geografia da UFJ/UFG, Coordenador do laboratório de Geociências Aplicadas – UFJ, bolsista produtividade do CNPq nível 2, Graduado em Geografia – licenciatura pela Faculdade Imaculada Conceição – RS, Especialista em Sensoriamento Remoto pelo INPE, Mestre em Geociências e meio ambiente pela UNESP-Rio Claro, Doutor em Geologia Ambiental (UFPR), Pós-Doutor em Geografia (UFSM). Linhas de pesquisa, Qualidade das águas, hidrosedimentologia, Geotecnologias aplicadas ao estudo de sistemas aquáticos e terrestres, Estudo de metais pesados na água, solos e sedimentos, Sedimentação em reservatórios.

**E-mail:** jbcabral2000@yahoo.com.br, jbcabral2000@pq.cnpq.br

### João Paulo Moraes Rabelo

Graduado em Licenciatura em Ciências Biológicas pelo Instituto Federal de Ciência e Tecnologia do Sul de Minas – Campus Machado-MG. Especialista em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pela Faculdade Nova Imigrante (FAVENI). Mestrando no Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais na Universidade Federal de Alfenas (UNIFAL-MG). Atuando nas áreas de Políticas Públicas Ambientais; Recursos Hídricos; Gestão Ambiental; Educação Ambiental.

**E-mail:** joaopaulomoraesrabelo@gmail.com

### Luiz Eduardo Panisset Travassos

Professor Permanente do PPG em Geografia da Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais. Pesquisador visitante do Karst Research Institute (Eslovênia) e Professor visitante da Nova Gorica University (Eslovênia). Graduado em Geografia pela PUC-Minas, com mestrado e doutorado em Geografia pela PUC Minas, Doutorado em Carstologia pela Universidade de Nova Gorica (Eslovênia) e Pós-Doutorado no Karst Research Institute (Eslovênia). Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq (PQ-2). Atua na área de geografia, geomorfologia, geopatrimônio e carstologia.

**E-mail:** luizepanisset@gmail.com

### Luiz Roberto Calado

Pos-doc em finanças, pela universidade de Berkeley – CA, mestre em Administração de Empresas e economista (FEA-USP). Professor do mestrado profissional da Faculdade ALFA e da FGV. Atuou em projetos em entidades como CDP, CVM, BMF&Bovespa, ABRASCA, API-MEC, MCTI, MDIC APEX, WWF. É diretor no IBEF SP – Instituto Brasileiro de Executivos de Finanças e CFO da Magrass Franchising.

**E-mail:** luizcalado@gmail.com

### Marcel Fantin

Professor no Instituto de Arquitetura e Urbanismo da Universidade de São Paulo (curso de graduação e no PPGAU-IAU). Graduado em Direito e mestre em Planejamento Urbano e Regional pela UNIVAP; Doutor em Geociências pela Unicamp. É coordenador do Grupo de Pesquisa PEX-URB e membro do LMI-SAGEMM (laboratório misto internacional. Social activities, gender, markets and mobilities from below). Atua em pesquisas e projetos de extensão nas áreas de planejamento urbano, ambiental e regional.

**E-mail:** mfantin@sc.usp.br

### Marcelo Mattos Pedreira

Professor Titular na Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – UFVJM. Graduado em Oceanologia pela Universidade Federal do Rio Grande – FURG, com mestrado em Oceanografia Biológica pelo Instituto Oceanográfico da Universidade de São Paulo – USP, doutorado em Aquicultura pelo Centro de Aquicultura da Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita” – CAUNESP e pós-doutorado na School of Fisheries, Aquaculture and Aquatic Sciences da Universidade de Auburn, atuando na área de aquicultura, biologia e ecologia de organismos aquáticos.

**E-mail:** marcelomattospedreira@gmail.com

### Márcia Aparecida da Silva Pimentel

Professora Associada IV da UFPA – Universidade Federal do Pará. Graduada em Geografia pela Universidade de São Paulo, com mestrado e doutorado em Geografia Física (USP). Atua na área de biogeografia, percepção e planejamento da paisagem, geografia (socio) ambiental.

**E-mail:** mapimentel@ufpa.br

### Marcus Vinicius Freire Andrade

Professor Efetivo no IFCE – Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Tecnólogo em Gestão Ambiental, com mestrado em Tecnologia Ambiental pelo IFCE e doutorado em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela USP. Atua na área de biotecnologia, limnologia, microbiologia ambiental e tratamento de águas residuárias.

**E-mail:** marcus.andrade@ifce.edu.br

### Maria do Carmo Oliveira Jorge

É pesquisadora associada do LAGESOLOS (Laboratório de Geomorfologia Ambiental e Degradação dos Solos) da Universidade Federal do Rio de Janeiro. Possui graduação em Geografia pela UFPR (1999), mestrado em Geografia pela UNESP (2004) e doutorado em Programa de Pós-graduação em Geografia pela UFRJ (2017), e atualmente é Bolsista de Pós-doutorado Nota 10 – FAPERJ, com o projeto Estratégias de geoconservação em trilhas situadas no sul do município de Ubatuba – SP. Tem experiência na área de Geografia, com ênfase em Geomorfologia, atuando principalmente nos seguintes temas: geomorfologia, degradação dos solos, geoturismo, geodiversidade e geoconservação.

**E-mail:** carmenjorgerc@gmail.com

### Maria Margarida da Rocha Fiuza de Melo

Profissional Associado no Instituto de Botânica, São Paulo, SP. Graduada em Agronomia pela Escola de Agronomia da Amazônia; Mestrado e Doutorado em Ecologia pela Universidade de São Paulo. Tem experiência na área de Ecologia, com ênfase em Ecologia de Ecossistemas Terrestres. Atua principalmente nos seguintes temas: Fitossociologia, Demografia de árvores, Inventários florísticos e Taxonomia de Fanerógamas.

**E-mail:** margaridafuizademelo@gmail.com

### Mireile Reis dos Santos

É Doutora em Ciências/Ecologia e Recursos Naturais (UFSCAR), Mestre em Ecologia e Tecnologia Ambiental (UNIFAL), especialista em Gestão Ambiental (FINOM) e graduada em Licenciatura em Ciências Biológicas (CES-JF). Coordena pesquisas de ecologia geral com enfoque em insetos aquáticos e anuros, e na área de educação. Já atuou em projetos de consultoria ambiental e licenciamento Ambiental, participando da Criação de Unidades de Conservação e Estudos de Impacto Ambiental e Relatório de Impacto Ambiental (EIA/RIMA). Atua no mestrado há quinze anos e desde 2011 é professora com dedicação exclusiva do IFSULDEMINAS – Poços de Caldas, nos cursos da área ambiental.

**E-mail:** mireile.santos@ifsuldeminas.edu.br

### Murilo de Souza Ferreira

Doutorando em Ciências (área de concentração: Hidráulica e Saneamento) pela Escola de Engenharia de São Carlos – Universidade de São Paulo (EESC – USP). Graduado em Engenharia Ambiental pela Universidade Federal do Triângulo Mineiro (UFTM). Mestrado em Ciências (área de concentração: Hidráulica e Saneamento). Atua nas áreas de transferência de massa de oxigênio e emissões de dióxido de carbono e metano em ecossistemas aquáticos, com ênfase nos seguintes temas: reaeração superficial; substâncias surfactantes; traçador gasoso; sonda solúvel flutuante e câmara flutuante.

**E-mail:** sfmurilo1@gmail.com

### Naiara Diniz Garcia

Advogada especialista em Processo Civil e Direito Civil, especialista em Ciências Penais, mestra em Constitucionalismo e Democracia pela Faculdade de Direito do Sul de Minas, doutoranda em Ciências Ambientais pela Universidade Federal de Alfenas.

**E-mail:** naidiniz@hotmail.com

### Newton La Scala Jr.

---

Bacharel em Física (1986) com Mestrado (1989) e Doutorado (1994) em Física Aplicada pela Universidade de São Paulo, estágios durante o Doutorado e Pós-Doutorado em instituições de pesquisa da Inglaterra, França e E.U.A. Atualmente, é Professor Titular da Universidade Estadual Paulista (UNESP). Suas pesquisas focam na relação entre mudanças climáticas e agricultura, na caracterização da emissão de CO<sub>2</sub> do solo, e no balanço de gases de efeito estufa em áreas agrícolas.

**E-mail:** lascala@fcav.unesp.br

### Nívea Adriana Dias Pons

Professora Associada no Instituto de Recursos Naturais na UNIFEI – Universidade Federal de Itajubá. Graduada em Engenharia Civil pela UFSM, com mestrado em Engenharia Urbana pela UFSCar e doutorado em Geotecnia pela EESC/USP, atua na área de geotecnia ambiental, geoprocessamento e planejamento territorial.

**E-mail:** npons@unifei.edu.br

### Priscila Bezerra de Souza

Graduada em Ciências Biológicas pela UFMS, mestrado e doutorado em Botânica pela UFV. Atualmente é professora da Universidade Federal do Tocantins, campus de Gurupi, orientadora e docente dos cursos de Engenharia Florestal e Licenciatura em Biologia EaD além de orientar no Programa de Pós-Graduação em Ciências Florestais e Ambientais – UFT. Pesquisa e orienta nas áreas de ecologia de ecossistemas e de comunidades com foco em ecologia funcional, estrutura de comunidades e biodiversidade além da germinação e produção de mudas florestais com potencial madeireiro e/ou não madeireiro. Os principais objetos de estudo são florestas, savanas e campos neotropicais. É líder do grupo de pesquisa Serviços de Ecossistemas Florestais do CNPq.

**E-mail:** priscilaft@uft.edu.br

### Ricardo Vicente Ferreira

Professor Associado da UFTM – Universidade Federal do Triângulo Mineiro. Graduado em Geografia pela USP, com doutorado em Geografia Física pela USP. Atua na área de cartografia e geoprocessamento aplicado aos estudos socioeconômicos, ambientais e à saúde.

**E-mail:** ricardo.ferreira@uftm.edu.br

### Simone Sehnem

Professora na Mestrado e Doutorado em Administração na UNOESC e na UNISUL. Graduada em Agronegócios pela UNOESC, graduada em Administração pela UNOESC, Mestre em Administração pela UFSC, Doutorado em Administração pela UNIVALI, Pós-Doutorado em Administração pela FGV com período de coleta de dados na Escócia e Inglaterra. Atua na área de Sustentabilidade, Inovação e Economia Circular.

**E-mail:** [simonesehnem\\_adm@yahoo.com.br](mailto:simonesehnem_adm@yahoo.com.br)

#### **Vanessa Colombo Corbi**

Possui graduação em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de São Carlos, assim como mestrado, doutorado e pós-doutorado por esta mesma universidade. Atua como coordenadora e tutora nas áreas de Gestão Ambiental, Ecologia, Meio Ambiente e Sustentabilidade na Universidade de Araraquara e como Pesquisadora Colaboradora no Departamento de Hidráulica e Saneamento na Escola de Engenharia de São Carlos – USP. Tem experiência na área de Bioquímica e Ecologia, com ênfase em Fisiologia de Microalgas.

**E-mail:** [vanessacolombo25@yahoo.com.br](mailto:vanessacolombo25@yahoo.com.br)

#### **Waterloo Pereira Filho**

Professor Titular na UFSM – Universidade Federal de Santa Maria. Graduado em Geografia Bacharelado pela UFSM, com mestrado pelo INPE – Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais – em Sensoriamento Remoto, doutorado em Geografia pela USP – Universidade de São Paulo – e pós-doutorado pela UVIC – Universidade de Vitoria – Canada. Atua nas áreas de Sensoriamento Remoto, Geotecnologias, Limnologia e uso da terra.

**E-mail:** [waterloo@ufsm.br](mailto:waterloo@ufsm.br)