

# SÉRIE PEIXE VIVO

---

## ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES





COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS – CEMIG

# ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

**Organizadores:**

Hersília de Andrade e Santos,  
Paulo dos Santos Pompeu e Marcos Callisto

BELO HORIZONTE

CEMIG

2020

ISBN: 978-65-88694-00-8

**Copyright:** Companhia Energética de Minas Gerais – Cemig

**Presidência:**

Reynaldo Passanezi Filho

**Suporte na Gestão da Estratégia, Meio Ambiente, Inovação e Chefia do Gabinete da Presidência:**

Mauricio Dall'Agnese

**Gerência de Gestão Ambiental:**

Rafael Augusto Fiorine

**Organizadores:**

Hersília de Andrade e Santos

Paulo dos Santos Pompeu

Marcos Callisto

**Coordenação de Edição:**

Yuri Malta Caldeira

Raquel Coelho Loures Fontes

Miriam Aparecida de Castro

**Endereço:**

Cemig – Companhia Energética de Minas Gerais

Gerência de Gestão Ambiental

Av. Barbacena, 1.200 - 12º A1

30.190-131 Belo Horizonte (Minas Gerais) / Brasil

## DEDICATÓRIA

Nós dedicamos esse livro às nossas famílias, por tanto nos apoiarem e entenderem o ritmo frenético de trabalho intenso, noites e madrugadas nos últimos meses. Afinal, “escrever é a arte de reescrever”.

C737 Companhia Energética de Minas Gerais  
Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica [livro eletrônico]: efeitos ecológicos e proposições / Organizadores: Hersília de Andrade e Santos, Paulo dos Santos Pompeu, Marcos Callisto. – Belo Horizonte : Cemig, 2020.  
17,6MB : il; color. (Série Peixe Vivo; 8).

ISBN 978-65-88694-00-8  
DOI: 10.5935/VIII.2020B001

1. Impacto ambiental de usinas hidrelétricas. 2. UHE Itutinga (MG). 2. Grande, Rio (Itutinga, MG). 3. Ecologia fluvial. 4. Vazão ecológica. I. Companhia Energética de Minas Gerais. II. Santos, Hersília de Andrade, org. III. Pompeu, Paulo dos Santos, org. IV. Callisto, Marcos, org. IV. Título.

CDD 577.64  
CDU 504.05:627

## LISTA DE AUTORES

Alberto Assis dos Reis

Graduado em Engenharia Civil (2000), mestre (2007) e doutorando em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais desde 2017. Engenheiro de Planejamento Energético da Companhia Energética de Minas Gerais S/A desde 2009.

betoreis@cemig.com.br

Cíntia Veloso Gandini

Graduada em Ciências Biológicas (2008) e mestre (2011) em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras.

cgandini@yahoo.com.br

Diego Marcel Parreira de Castro

Bacharel em Ciências Biológicas (2008) pela Universidade Federal de Lavras, mestre (2012) e doutor (2017) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

diegobioufla@gmail.com

Francisco Alexandre Costa Sampaio

Graduado em Ciências Biológicas (2004) pela Universidade Estadual do Sudoeste da Bahia, mestre (2009) e doutor (2013) em Ecologia Aplicada pela Universidade Federal de Lavras. Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano desde 2011.

francisco.sampaio@ifbaiano.edu.br

Hersília de Andrade e Santos

Graduada em Engenharia Civil (2002), mestre (2004) e doutora em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2007) com pos-doutorado (2014) na The University of Iowa (EUA). Professora do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais desde 2007, coordenadora do grupo de pesquisa em Ecohidráulica (GAEA).

hsantos@cefetmg.br

Juliana Silva França

Licenciada em Ciências Biológicas (2002) e doutora (2019) em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre pela Universidade Federal de Minas Gerais.

jsfranca@yahoo.com.br

Laura Melo Vieira Soares

Graduada em Engenharia Ambiental (2015), mestre em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos pela Universidade Federal de Minas Gerais (2018) e doutoranda em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Universidade de São Paulo desde 2018.

lmvsoares@hotmail.com

Marcos Callisto

Graduado em Ciências Biológicas (1992), mestre em Ecologia (1994), doutor em Ciências (1996) pela Universidade Federal do Rio de Janeiro. Professor de Ecologia na UFMG desde 1997, coordenador da equipe do Laboratório de Ecologia de Bentos.

callistom@ufmg.br

Site: <http://lebufmg.wixsite.com/bentos>

Paulo dos Santos Pompeu

Graduado em Ciências Biológicas (1995), mestre em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre (1997), doutor em Hidráulica e Recursos Hídricos (2005) pela Universidade Federal de Minas Gerais. Professor da Universidade Federal de Lavras desde 2005, no Departamento de Ecologia e Conservação, coordenador da equipe do Laboratório de Ecologia de Peixes.

pompeu@ufla.br

Verônica Bernardes de Souza Léo

Graduada em Engenharia de Produção Civil (2011), mestre (2014) e doutoranda em Engenharia Civil pelo Centro Federal Educação Tecnológica de Minas Gerais desde 2017. Professora do Instituto Federal de Minas Gerais desde 2018.

veronica.leo@ifmg.edu.br

## SUMÁRIO

PREFÁCIO CEMIG	9
PREFÁCIO	11
CAPÍTULO 1	15
ESTADO DA ARTE E MOTIVAÇÕES	
CAPÍTULO 2	43
ESTUDO DE CASO: DIAGNÓSTICO HIDROLÓGICO E METODOLOGIAS	
CAPÍTULO 3	71
EFEITOS ECOLÓGICOS SOBRE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS BIOINDICADORES	

## PREFÁCIO CEMIG

A satisfação por ser convidado a representar a Cemig na redação deste prefácio é ainda superada pelo prazer em ter participado ativamente do desenvolvimento do projeto de P&D Aneel-Cemig GT-203. O Grupo Cemig sempre sustentou o compromisso de oferecer serviços de qualidade que favoreçam o bem-estar de seus clientes e colaboradores, e o tempo nos mostrou que o cumprimento dessa missão passa, inexoravelmente, pela conservação do meio ambiente, do qual a humanidade é parte integrante e indissociável. Portanto, desde muito cedo em sua trajetória, a empresa não poupou esforços para compreender, monitorar e manejar de forma responsável a delicada, e ao mesmo tempo dinâmica, interface existente entre seus esforços produtivos e os ecossistemas em que se inserem. O comprometimento com a conservação ambiental foi consolidado na Política Ambiental do Grupo Cemig, publicado em 2016, e o reconhecimento por esse empenho é continuamente evidenciado pelos bons indicadores e prêmios relacionados à sustentabilidade que a empresa recebe em âmbitos nacional e internacional. Uma boa parte dessa trajetória de sucesso deve-se às sólidas parcerias e colaborações com instituições de ensino e pesquisa nacionais e internacionais.

Os desafios impostos pela proposta de estudo do projeto de P&D Aneel-Cemig GT-203 transformaram-se numa profunda oportunidade de aprendizado, capaz de descortinar novas possibilidades no horizonte da operação ambientalmente responsável das instalações hidrelétricas do Grupo Cemig. “Gostaríamos de realizar modulações experimentais da geração da Usina Hidrelétrica de Itutinga (UHIT) para estudar os efeitos ecológicos do controle artificial da vazão”, disseram-nos. O inusitado pedido dos pesquisadores de renomados centros de pesquisa do estado de Minas Gerais foi recebido com algum espanto pela equipe de Planejamento Energético da Cemig Geração e Transmissão S.A. O controle das usinas hidrelétricas instaladas no Brasil está submetido às demandas do Operador Nacional do Sistema (ONS), por sua vez sujeitas a um intrincado balanço do Sistema Interligado Nacional (SIN), uma das mais complexas redes de transmissão no planeta! Todavia, o espanto inicial foi aos poucos substituído pela excitante sensação de fazer parte de algo inédito no país e, movidos por essa energia, abraçamos a ideia. A modulação da geração da UHIT em diferentes regimes de vazão natural do rio Grande exigiu grande dedicação e capacidade técnica tanto dos pesquisadores do projeto quanto dos profissionais da Cemig. Paralelamente, a conciliação entre a necessidade de controle da vazão defluente para estudo dos efeitos sobre a fauna aquática a jusante do empreendimento e

CAPÍTULO 4	89
EFEITOS ECOLÓGICOS SOBRE A ICTIOFAUNA	
CAPÍTULO 5	113
REGIME ECOLÓGICO DE VAZÕES A JUSANTE DE USINAS HIDRELÉTRICAS	
CAPÍTULO 6	133
CONCLUSÕES DO PROJETO P&D ANEEL-CEMIG GT-203 & PERSPECTIVAS FUTURAS	
APÊNDICES	137
ÍNDICE REMISSIVO	143

as demandas operativas apresentadas pela ONS requereram muitas reuniões, negociações e compreensão de todas as partes envolvidas. Felizmente, o esforço de todos os envolvidos foi compensado, tendo o projeto rendido bons frutos. Os pesquisadores aprofundaram e ampliaram o entendimento a respeito das vazões ecológicas, estabelecendo os marcos experimentais iniciais para essa linha de estudo no Brasil. Por sua vez, o Grupo Cemig conseguiu incorporar esse conhecimento e a experiência oriunda do desenvolvimento do projeto às suas práticas de geração hidrelétrica e conservação ambiental, aprimorando suas estratégias e adaptando os conceitos ao contexto de outros empreendimentos.

O conhecimento técnico-científico reunido nessa obra é uma valiosa e necessária contribuição oferecida a todos aqueles que são capazes de reconhecer a importância de mitigar os impactos ambientais da geração de energia hidrelétrica. Os impactos ambientais inerentes à geração de energia a partir de recursos naturais renováveis são, em geral, menores do que os impostos por outras formas de geração de eletricidade. Ainda assim, as alterações ecossistêmicas atreladas à instalação e operação de empreendimentos como as usinas hidrelétricas podem e devem ser estudadas, compreendidas e mitigadas. Nesse ínterim, as autoras e autores do presente volume prestam um grande serviço à toda sociedade ao apresentar de forma direta, sucinta e elegante, uma abordagem inovadora e uma vasta produção desenvolvida ao longo dos anos de execução do projeto e daqueles de discussão e reflexão que seguiram os primeiros.

Belo Horizonte, 9 de junho de 2020

*Marcelo de Deus Melo*

*Superintendente de Expansão e Operação da Geração e Transmissão*

## PREFÁCIO

Ao receber o convite para redigir o prefácio desse livro senti-me especialmente recompensado pelos anos que atuei na Universidade Federal de Minas Gerais / Centro de Pesquisas Hidráulicas e Recursos Hídricos, do qual sou um dos fundadores. O esforço de formação de pessoal e de convívio quase diuturno com as Empresas do Setor Elétrico Brasileiro, em especial a nossa querida Cemig, parece que se sintetizou nesse volume escrito por colegas de Universidade (alguns ex-orientados de mestrado e doutorado) e por colaboradores da Cemig que possuem uma grande agilidade intelectual e uma percepção rara de se observar. O resultado desse trabalho certamente se fará evidente ao longo do texto que tenta apresentar uma pequena parte do grande esforço desenvolvido ao longo de quase uma vida desses que podem ser considerados anônimos defensores do legado ambiental que o Brasil possui. Todos esses personagens compõem uma força tarefa especialmente destinada a preservar, para as futuras gerações, o patrimônio ambiental que herdamos dos nossos antepassados.

Sabe-se que o Sistema Elétrico Brasileiro possui forte influência da geração hidrelétrica e conta com 65 % da geração baseada nessa fonte. Pode-se considerar que o início da implantação de Usinas Hidrelétricas (UHE) se deu em Juiz de Fora, Minas Gerais, no ano de 1889. Desde esse longínquo final do século XIX, o Brasil investiu pesadamente na consolidação de um parque hidrogerador que alcançou, no final do ano de 2019, capacidade de 108.280 MW.

Apesar de as Usinas Hidrelétricas gerarem energia a partir de uma fonte renovável, elas não deixam de impactar o meio ambiente, em especial nas bacias nas quais estão localizadas. Observações realizadas ao longo de décadas no mundo mostram que a implantação de uma UHE provoca um conjunto de impactos ambientais e pode ser considerada uma das maiores causas na redução, tanto da quantidade de indivíduos, quanto do número de espécies de peixes no rio, com consequências que podem se espalhar pela bacia hidrográfica. Isso fez com que diversos países criassem leis e regras para tentar minimizar esses impactos de modo a preservar as bacias hidrográficas e evitar a extinção de espécies de peixes, crustáceos, moluscos e demais seres que compõem a biota local. Além disso, a partir dos anos 1960, começou-se a notar uma forte influência antrópica sobre o clima mundial, com mudanças capazes de alterar os regimes de chuva e vazão, com consequências para a biota de um rio. Esses efeitos são potencializados pela implantação de barramentos que têm forte impacto sobre a integridade ecológica de um ecossistema fluvial, o que leva a situações de pressão ambiental com risco

de extinção de espécies nas bacias hidrográficas. Dentre os diversos fatores que pressionam a biota em um rio, onde existem aproveitamentos hidrelétricos, tem-se a mudança das características do regime fluvial e sua influência sobre o meio físico. Devido a isso, surgiram várias metodologias que propuseram a definição da quantidade necessária de água para manutenção de processos ecológicos em ecossistemas e que foram e são objetos de estudos e pesquisa em todo o mundo.

Diante desse contexto, a Cemig, em uma ação arrojada e inovadora, lançou, no ano de 2007, o programa Peixe Vivo, que teve como foco a proposição e implementação de medidas destinadas à conservação da ictiofauna nas bacias hidrográficas onde existem UHE da empresa. Para isso, contou com a colaboração de diversos agentes da sociedade civil, incluídos grupos de Pesquisa da Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), da Universidade Federal de Lavras (UFLA), do Centro Federal de Educação Tecnológica de Minas Gerais (CEFET-MG), entre outros. Juntos, esses atores produziram um conjunto de trabalhos de cunho técnico e científico expressivo e de grande importância para o Estado de Minas Gerais e para o Brasil. Como resultado desse esforço, o texto em questão apresenta um estudo desenvolvido no P&D Aneel GT-203 - “Desenvolvimento de metodologia de determinação de vazão ecológica por bioindicadores” que enfoca as diversas metodologias para a determinação da quantidade de água necessária para a manutenção de ambientes aquáticos. Para isso, uma equipe de trabalho multidisciplinar selecionou a UHE Itutinga (Rio Grande, MG) como estudo de caso e calculou os indicadores de alteração hidrológica a jusante dessa UHE. A partir da operação do reservatório sob os regimes de vazão, avaliou os efeitos sobre as comunidades aquáticas de peixes e macroinvertebrados bentônicos. Apresenta também um estudo sobre os efeitos da variabilidade de vazão sobre as comunidades de macroinvertebrados sob dois regimes distintos, alta e baixa vazão, durante os períodos de chuva e seca, cobrindo dois ciclos hidrológicos (2010-2011). Em seguida, são expostos os resultados de um experimento inédito no Brasil, o qual modulou as vazões defluentes de uma UHE com o objetivo de avaliar as respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados diante de variações diárias de vazão. Na sequência, os pesquisadores mostram os testes de uma proposta de regime ecológico de vazões a partir da quantificação das alterações que ocorreram após a instalação e operação do barramento da UHE Itutinga e que geraram um conjunto de recomendações para operação das vazões nessa UHE.

Os resultados iniciais obtidos se mostraram promissores e indicaram que os estudos devem avançar de forma a se obter uma maior segurança quanto ao uso da técnica apresentada. Devido à importância do tema e aos resultados alcançados, é

de se esperar que este volume seja consultado extensivamente pelos estudiosos do tema e que sirva de orientação para o avanço do estudo sobre técnicas de mitigação do impacto ambiental provocado por UHE no Brasil. Por uma questão de justiça e mérito, não se pode deixar de registrar o enorme esforço desenvolvido pela Cemig e pelo conjunto daqueles que fizeram e fazem parte do Programa Peixe Vivo no sentido de contribuir para o avanço do conhecimento sobre um tema tão caro e premente para a sociedade mundial.

Itajubá, 2 de dezembro de 2019

*Prof. Carlos Barreira Martinez*



# SÉRIE PEIXE VIVO

---

ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS  
A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA:  
EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

CAPÍTULO 1

ESTADO DA ARTE E MOTIVAÇÕES

## 1.1 INTRODUÇÃO

Os rios são ecossistemas únicos, que oferecem bens e serviços às populações humanas, como abastecimento de água e condições para qualidade de vida saudável, desde o início de nossa civilização. Fontes essenciais de saúde ambiental, riqueza econômica e bem-estar humano, os rios fornecem alimentos, água para uso doméstico e agricultura, também servindo como corredores de transporte à humanidade. Para o aproveitamento desses cursos d'água muitas vezes é necessária a construção de barramentos e reservatórios, que nos últimos séculos permitiram um grande impulso à geração de energia e produção industrial (RIPL, 2003; GRILL *et al.*, 2019). Estima-se que cerca de 2,8 milhões de barragens com áreas de reservatórios maiores que 1.000 m<sup>2</sup> foram construídas no mundo (LEHNER *et al.*, 2011). Entretanto, essas barragens fragmentam os cursos d'água, alteram o regime natural de vazões, desconectam canais fluviais de suas planícies de inundação e retêm sedimentos que seriam carregados até os oceanos. Globalmente, as principais pressões humanas sobre a conectividade de rios são relacionadas à fragmentação (68,8%), regulação de vazão (23,5%) e retenção de sedimentos (4,2%). Urbanização, pavimentação de rodovias e subtração de água complementam as causas de perda de conectividade (GRILL *et al.*, 2019).

O impacto ambiental de reservatórios aumenta com o incremento global por demandas de água e energia e com o tamanho dos lagos formados pelo barramento de rios. Grill *et al.* (2019) estimam que, considerando a conectividade de cerca de 12 milhões de quilômetros de rios globalmente, 97% dos cursos d'água menores que 100 km estão livres de barramentos, mas apenas 37% daqueles maiores que 1.000 km de extensão estão livres de barramentos ao longo de todo seu curso. Além disso, apenas 23% dos rios não represados chegam aos oceanos, indicando o quanto estuários e ecossistemas marinhos têm recebido menores quantidades de sedimentos e nutrientes originalmente produzidos nos ecossistemas terrestres (POFF; THARME; ARTHINGTON *et al.*, 2017).

Segundo Poff *et al.* (1997), o regime de vazões de um rio pode ser dividido em cinco componentes principais: magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança (Figura 1), definidos como:

- **Magnitude:** quantidade de água que passa por uma seção transversal de um rio por unidade de tempo. No sistema internacional, tem-se a unidade da magnitude em m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>;
- **Frequência:** quantidade de vezes que determinada vazão de referência ocorre em um intervalo de tempo. Normalmente é uma variável adimensional;
- **Duração:** espaço de tempo associado a uma condição de vazão. No sistema internacional, tem-se a unidade de duração em segundos (s);
- **Taxa de mudança:** quão rapidamente a vazão de um rio muda de uma magnitude para outra. No sistema internacional, tem a unidade de taxa de mudança o inverso de segundos (s<sup>-1</sup>);
- **Temporalidade:** regularidade que a taxa de mudança ocorre. No sistema internacional, tem-se a unidade da temporalidade em segundos (s), apesar de devido à grande permanência de alguns eventos, ser comum trabalhar com horas ou dias.

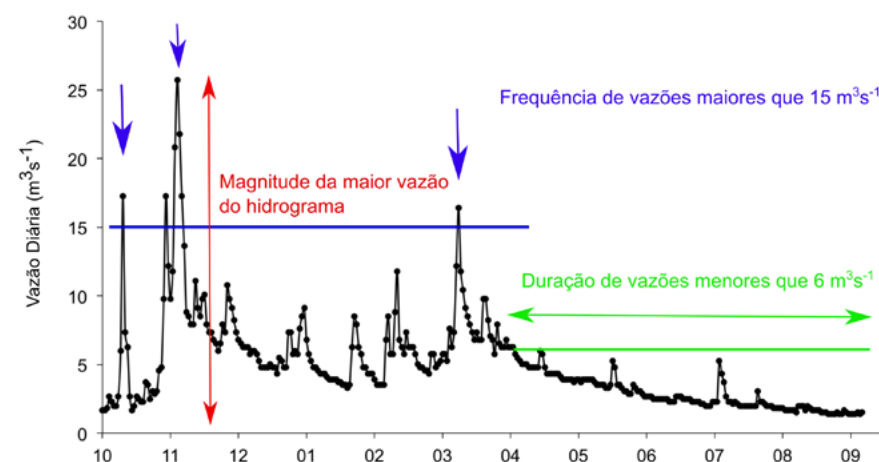


FIGURA 1 – Hidrograma típico do sudeste brasileiro (eixo x em meses do ano) com exemplos de três principais componentes do regime fluvial: rio Preto (bacia Paraíba do Sul) na estação Visconde de Mauá (código da estação: 58525000) para o ano hidrológico de 2013/2014. Fonte: Hidroweb.

Essas cinco componentes influenciam a integridade ecológica de um ecossistema fluvial direta e indiretamente, por meio de seus efeitos sobre qualidade de água, fontes de energia, habitat físico e interações bióticas (Figura 2).



FIGURA 2 – Relação de interdependência entre o regime de vazões e a integridade ecológica - Fonte: Adaptado de Poff *et al.* (1997).

Entende-se por conectividade fluvial as rotas de trocas de água, recursos e organismos entre o canal, o aquífero e a planície de inundação (WARD; STANFORD, 1995). A construção de barragens e reservatórios altera o regime natural de vazões (POFF *et al.*, 1997), provocando efeitos na conectividade do sistema fluvial em suas diferentes dimensões, assim descritas (WARD, 1989):

- i) interações a montante e a jusante constituem a dimensão longitudinal;
- ii) a dimensão lateral inclui interações entre o canal e sistemas de várzea;
- iii) interações entre o canal e a água subterrânea (e zona hiporreica) integram a dimensão vertical;
- iv) a quarta dimensão, tempo, fornece a escala, que está relacionada aos padrões de longo prazo, incluindo processos geológicos, e que atuam fortemente sobre processos ecológicos e evolutivos das espécies aquáticas.

Alterações no regime de vazões podem ser consideradas uma ameaça à composição de espécies aquáticas e a estrutura e função dos ecossistemas, uma vez que: (a) a vazão é a principal determinante do habitat físico em ecossistemas lóticos

em diferentes escalas, seja em bacia hidrográfica (determinando as dimensões do canal), trecho de rio (determinando a distribuição de poços e corredeiras) e em escala local (determinando as condições hidráulicas próximas ao fundo); (b) os organismos aquáticos desenvolveram estratégias de sobrevivência em resposta ao regime hidrológico natural; (c) a conectividade longitudinal, lateral e temporal durante pulsos de inundação é essencial para a mobilidade dos organismos no ecossistema fluvial e em suas planícies de inundação (BUNN; ARTHINGTON, 2002), bem como para o aporte de energia para o sistema (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989). Frequentemente, alterações no regime hidrológico contribuem para a perda de habitat, extinção de espécies nativas, invasão de espécies não nativas, retenção de sedimentos, bloqueio de rotas migratórias e perda da fertilidade de solos inundáveis (CRAIG, 2000). Essas consequências podem ocorrer em escalas local ou regional (ao longo de toda a bacia hidrográfica) e o período de influência pode variar de dias (efeitos ecológicos) a milênios (efeitos evolutivos) (NAIMAN *et al.*, 2008). Em síntese, alterações de vazões devido à construção de barramentos provocam sérias consequências à estrutura e ao funcionamento de contínuos fluviais.

Esse cenário pode ser ainda pior considerando o aumento da demanda energética, estimada para o dobro da atual até 2035 (BLACKSHEAR *et al.*, 2011), e as mudanças climáticas, capazes de alterar os regimes de chuva e vazão. Os efeitos na vazão causados pelas mudanças climáticas dependem da região e do cenário climático, conforme relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas de 2018 (Intergovernmental Panel on Climate Change 2018). Entretanto, em geral, é prevista a intensificação de extremos hidrológicos e climáticos (ALLAN; SODEN, 2008; ZHANG *et al.*, 2013). Espera-se, portanto, que os maiores efeitos de mudanças climáticas sobre o regime fluvial sejam percebidos nas componentes magnitude e frequência, verificando vazões máximas cada vez maiores e vazões mínimas cada vez menores.

A avaliação de características do regime fluvial é essencial para a compreensão e previsão dos efeitos na biota de um rio ocasionados pela construção de um barramento hidrelétrico (OLDEN; POFF, 2003) e podem contribuir para a definição e implementação de medidas mitigadoras. Ao longo das últimas décadas, várias metodologias propuseram a definição da quantidade necessária de água para manutenção de processos ecológicos em ecossistemas aquáticos (p. ex., O'KEEFFE; HUGHES; THARME, 2002), muitas das quais consideram apenas a componente magnitude dos regimes fluviais de vazão, com bases em abordagens hidrológicas, hidráulicas, de simulação de habitat ou holísticas. Ressalta-se inclusive que a própria definição dessa “quantidade” recebeu várias nomenclaturas nas diferentes

metodologias e legislações pelo mundo, incluindo: vazão ecológica, vazão residual ou remanescente, vazão mínima residual, vazão mínima ecológica, vazão de preservação ambiental, vazão ambiental, vazão de referência, vazão de limpeza e vazão de restrição (SARMENTO, 2007). Neste livro, utilizaremos o termo “vazão ecológica” para tratar da componente magnitude de regime de vazões.

Contudo, os processos ecológicos também são associados a outras componentes (frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança) do regime fluvial (POFF *et al.*, 1997). Por exemplo: i) a temporalidade de eventos de vazões está diretamente relacionada aos ciclos de vida de muitas espécies aquáticas que dependem de vazões extremas para reprodução, como espécies de peixes migradores; ii) a duração de eventos de vazão máxima determina a inundação das planícies, que por sua vez, influencia a cobertura de determinadas espécies de vegetação ripária e o aporte de carbono para o rio (JUNK; BAYLEY; SPARKS, 1989; AUBLE; FRIEDMAN; SCOTT, 1994). Portanto, a manutenção do escoamento considerando minimamente todas as componentes (magnitude, frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança) do regime natural é amplamente reconhecida como essencial para a sustentabilidade de ecossistemas de água doce (POFF *et al.*, 2010). Assim, visando medidas de mitigação mais eficientes com relação à conservação da biota aquática, torna-se mais propositivo o termo hidrograma ambiental, que foi definido por Poff *et al.* (2010) como quantidade, tempo e qualidade dos escoamentos de água necessários para sustentar ecossistemas de água doce e estuarinos e a subsistência e bem-estar humanos que dependem destes ecossistemas.

Esse capítulo aborda as principais metodologias de determinação da quantidade de água necessária para manutenção de ecossistemas aquáticos, ou vazão ecológica, as metodologias modernas para determinação do hidrograma ambiental, os locais de suas aplicações no mundo e uma revisão de como a legislação trata o tema no Brasil. Ao final, são apresentados os principais pontos da operação energética no Brasil e os motivos que levaram nossa rede de parcerias entre instituições de pesquisa e a Cemig a escolherem a usina hidrelétrica (UHE) Itutinga para o desenvolvimento de uma nova metodologia de hidrograma ambiental no Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203.

## 1.2 METODOLOGIAS TRADICIONAIS PARA DETERMINAÇÃO DA QUANTIDADE DE ÁGUA NECESSÁRIA PARA MANUTENÇÃO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

O reconhecimento da necessidade de estabelecer o grau de alteração em relação ao estado natural que um rio poderia sofrer, levou ao desenvolvimento de mais de 207 diferentes metodologias para determinação de vazão ecológica, em 44 países (THARME, 2003).

A maioria dessas metodologias pode ser agrupada em quatro grandes grupos, definidos como abordagens de base (hidrológica, hidráulica, de classificação de habitats e holística, Tabela 1).

TABELA 1 – Principais bases para determinação da vazão ecológica e do hidrograma ambiental - Fonte: Adaptado de Poff, Tharme e Arthington (2017).

Bases	Métodos
Hidrológica	Vazão $Q_{7,10}$ , Curva de Permanência de Vazões, Método <i>Tennant Montana</i>
Hidráulica	Método do Perímetro Molhado, Método de Regressões Múltiplas
Classificação de Hábitats	Método Idaho, Método do Departamento de Pesca de Washington, Método IFIM
Holística	Método <i>Building Block Methodology</i> (BBM) Método <i>Downstream Response to Imposed Flow Transformation</i> (DRIFT) Método <i>Ecological Limits of Hydrologic Alteration</i> (ELOHA)

As metodologias de base hidrológica são as mais antigas e, em geral, fixam um percentual ou proporção da vazão natural para representar a vazão ecológica.

O cálculo baseia-se unicamente em dados hidrológicos de séries históricas de vazões diárias ou mensais (THARME, 2003). A pequena quantidade de informações necessárias para sua implementação determina a rapidez nas suas respostas (DUNBAR *et al.*, 1998). Segundo Poff, Tharme e Arthington (2017), os métodos de abordagem hidrológica possuem baixa resolução (pequenas diferenças entre as magnitudes das vazões não são percebidas), baixa complexidade

(são relativamente fáceis de serem aplicados) e baixa confiança para o atendimento de demandas ambientais. A facilidade de aplicação torna esses métodos os preferidos nas aplicações legais e, no Brasil, a política de recursos hídricos determina o seu emprego como instrumentos de outorga de água (BRASIL, 1997). Dentre as metodologias de base hidrológica, destacam-se os métodos que consideram percentis de excedência, ou seja, o tempo que determinado valor de vazão é registrado na série hidrológica histórica considerada (THARME, 2003). Assim, as chamadas metodologias  $Q_7$ ,  $Q_{10}$ ,  $Q_{90}$ ,  $Q_{95}$ ,  $Q_{364}$  fazem parte desse grupo, sendo as três primeiras utilizadas em legislações federais e estaduais no Brasil (SARMENTO, 2007).

No início dos anos 1990, houve avanço nas propostas baseadas em análises hidrológicas que incorporaram questões relacionadas a outras componentes do regime fluvial (p. ex., frequência, duração, temporalidade e taxa de mudança). Assim surgiu a abordagem do alcance da variabilidade (em inglês *range of variability approach* – RVA) (THARME, 2003). O método RVA será abordado no próximo item desse capítulo, pois foi a base para o desenvolvimento do paradigma do escoamento natural que orienta o desenvolvimento dos métodos modernos de determinação de hidrograma ambiental.

As metodologias de base hidráulica são um avanço das abordagens hidrológicas e os primeiros modelos surgiram na América do Norte, na década de 1970 (THARME, 2003). Elas relacionam a quantidade e qualidade de um recurso aquático, como o habitat para peixes, com a quantidade de água necessária para sua manutenção. Elas examinaram, pela primeira vez, os efeitos de incrementos específicos na vazão sobre habitat local, com maior ênfase na passagem ou desova relacionadas ao fluxo de espécies de peixes econômica ou recreativamente importantes (THARME, 2003). A abordagem hidráulica possui maior consideração ecológica que os métodos hidrológicos, mas, para sua correta aplicação, necessita de dados específicos do ecossistema em estudo (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017).

Tharme (2003) e Dunbar *et al.* (1998) consideram as abordagens hidráulicas precursoras das metodologias de classificação ou de simulação de habitat. Essas, por sua vez, tentam avaliar a vazão ecológica com base em análises detalhadas da quantidade e adequação do habitat físico aquático disponível para espécies-alvo sob diferentes vazões, realizando assim a integração de dados hidrológicos, hidráulicos e biológicos (THARME, 2003). Entre os passos dessa abordagem, segundo Poff, Tharme e Arthington (2017), destacam-se:

- análise de registros históricos de vazão média diária;

- modelagem hidrodinâmica para diversos cenários de vazões (obtidos na etapa anterior) em múltiplos trechos de rio;
- análise de disponibilidade de habitat físico por meio da utilização de curvas de preferência para a biota-alvo.

Dentre as abordagens de simulação de habitat, destaca-se a metodologia do *Instream Flow Incremental Methodology* (IFIM), criada na década de 1970 pelo US Fish and Wildlife Service (BOVEE; MILHOUS, 1978; BOVEE *et al.*, 1998) e muito aplicada na América do Norte até o final dos anos 1980 (THARME, 2003). O IFIM é uma ferramenta desenvolvida para tomadores de decisão avaliarem os benefícios ou as consequências de diferentes alternativas de manejo da água (BOVEE *et al.*, 1998). Assim, esse método é composto por uma série de procedimentos teóricos e computacionais interligados que descrevem características temporais e espaciais de habitat em consequência a uma dada alternativa de alteração de vazão de rios (THARME, 2003).

O modelo de simulação de habitat (em inglês, *Physical Habitat Simulation* – PHABSIM) é um dos modelos dentro do IFIM e tem sido empregado por décadas por agências reguladoras nos Estados Unidos para gerenciar vazões em sistemas fluviais modificados (KEMP; KATOPODIS, 2017). Esse modelo possui dois módulos: i) quantificação de características hidráulicas de uma determinada vazão com base em pesquisas de campo (p. ex., medição de profundidade e velocidade de escoamento); e ii) fornecimento de informações ecológicas sobre a preferência por variáveis de habitat físico (geralmente profundidade, velocidade e substrato) para espécies de interesse. Assim, o resultado final do PHABSIM é uma quantificação de habitat físico por meio de medida de área utilizável (em inglês, *Weight Usable Area* – WUA) para um estágio de vida específico de uma espécie aquática alvo e para uma determinada vazão simulada (NESTLER *et al.*, 2019; BOVEE *et al.*, 1998).

Entretanto, nos últimos anos, várias críticas ao PHABSIM ganharam força na literatura internacional devido, principalmente, aos seguintes argumentos: i) ausência de incorporação de componentes relacionadas à variabilidade de regime fluvial; ii) problemas com replicabilidade de informações obtidas em rios em diferentes escalas; iii) impossibilidade de validação dos resultados de presença de habitat devido a vazões (RAILSBACK, 2016); e, finalmente, iv) ausência de realismo biológico, particularmente em relação a suposições relacionadas à adequação de habitat com base em inferências de preferência (KEMP; KATOPODIS, 2017).

Em resumo, muitas dessas críticas puderam ser aplicadas a outros métodos de

abordagens hidrológicas e hidráulicas e contribuíram para o desenvolvimento das chamadas metodologias modernas para determinação do hidrograma ambiental. Essas metodologias também são conhecidas como métodos holísticos, que serão detalhados no próximo item. Os métodos holísticos emergiram conceitualmente do desenvolvimento da compreensão científica das relações de vazão-ecologia, inserindo uma demanda não considerada em nenhuma das abordagens anteriores: as populações humanas locais e os seus meios de subsistência.

### 1.3 METODOLOGIAS MODERNAS PARA DETERMINAÇÃO DO HIDROGRAMA AMBIENTAL NECESSÁRIO À MANUTENÇÃO DE ECOSISTEMAS AQUÁTICOS

O aumento da compreensão científica das relações vazão-ecologia, a necessidade de refletir sobre as condições de vazões necessárias para manutenção da estrutura e função de todo o ecossistema, além dos meios de subsistência das populações humanas locais, fomentou o desenvolvimento de abordagens que fossem além da conservação e proteção de espécies individuais (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017). Assim, no final da década de 1980 e em diferentes regiões do mundo, foram propostas várias metodologias conhecidas como métodos holísticos (THARME, 2003). Essas metodologias incorporaram o princípio de que a variabilidade e a perturbação hidrológica são fundamentais para manter um ecossistema aquático dinâmico, que forneça condições ideais para a coexistência de diversas espécies aquáticas (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017).

O desenvolvimento das metodologias holísticas pode ser agrupado nas seguintes vertentes: i) busca por avaliações de vazões ambientais e alocações de água baseadas em múltiplos alvos ecológicos, utilizando princípios hidroecológicos modernos aplicados por meio de julgamento técnico em situações locais específicas (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017); ii) avaliação de como distúrbios hidrológicos em rios sem barramentos poderiam ser analisados estatisticamente e classificados em amplos gradientes hidroclimáticos (POFF *et al.*, 1997); iii) busca pelo desenvolvimento de métodos úteis para gestores e efetivos no planejamento das inter-relações entre os tipos de alteração provocadas por barragens e comprometimento ecológico a jusante (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017). Nessa última vertente, nasceu o software de indicadores de alteração hidrológica (em inglês, *Indicators of Hydrologic Alteration* – IHA), que visa caracterizar as

mudanças nos componentes do regime fluvial natural por meio da comparação de variáveis hidrológicas pré e pós-barramentos (RICHTER *et al.*, 1996), seguindo a abordagem RVA proposta por Richter *et al.* (1997). Basicamente, o RVA avalia alterações ocorridas pré e pós-impacto num curso d'água por meio de 67 parâmetros estatísticos referentes a alterações hidrológicas calculados no software IHA (RICHTER *et al.*, 1997). Esse método foi empregado para avaliar os efeitos da UHE Itutinga (e demais barramentos localizados a montante) sobre regime fluvial natural, como parte da proposta de hidrograma ambiental (SOARES *et al.*, 2015). As três vertentes do desenvolvimento de métodos holísticos confluíram para o chamado paradigma do regime fluvial natural (POFF; THARME; ARTHINGTON, 2017) e embasaram a Declaração de Brisbane (Declaration 2007), que definiu uma agenda para a urgente necessidade de proteção de rios em todo o mundo.

As principais metodologias holísticas (Tabela 1) são: *Building Block Methodology* (BBM), *Downstream Response to Imposed Flow Transformation* (DRIFT) e *Ecological Limits of Hydrologic Alteration* (ELOHA). O método mais recente, ELOHA, consiste em uma plataforma flexível para determinação e implantação de vazões ecológicas em escalas regionais utilizando informações hidrológicas e biológicas disponíveis (POFF *et al.*, 2010). O método possui várias etapas (Figura 3). Entretanto, a aplicação dos métodos holísticos é de alto custo em locais com escassez de dados ecológicos e modelos hidrológicos, geralmente variando de 100 mil dólares a 2 milhões de dólares, segundo Richter *et al.* (2012). Muitas entidades governamentais têm relatado incapacidade de arcar, por exemplo, com o custo de aplicação da abordagem ELOHA (MARTÍNEZ-CAPEL; GARCÍA-LÓPEZ; BEYER, 2017).

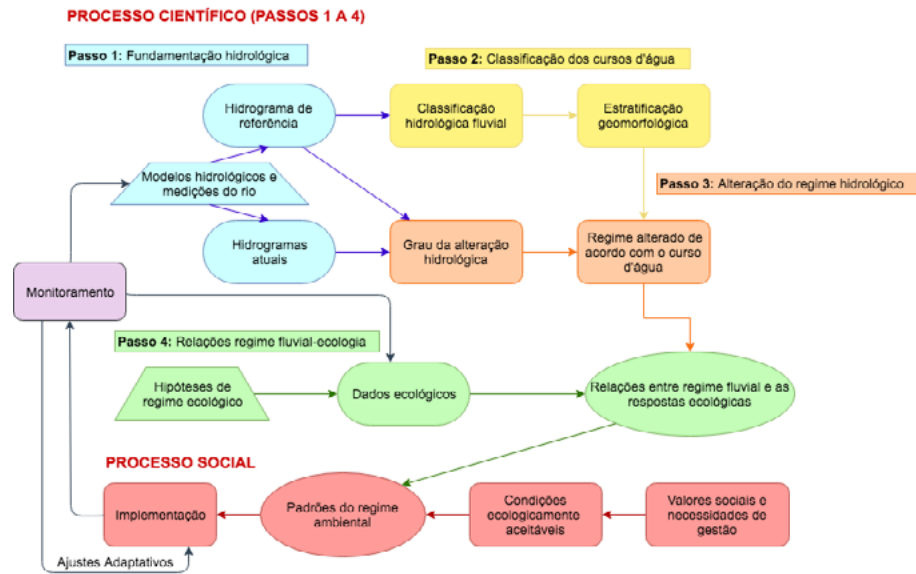


FIGURA 3 – Fluxograma das etapas do método ELOHA - Fonte: Adaptado de Poff *et al.* (2010).

A aplicação das abordagens para determinação de vazões ecológicas ou de métodos para obtenção de hidrogramas ecológicos varia entre continentes e regiões (Figura 4). A aplicação de métodos hidráulicos e de simulação de hábitat é frequente na América do Norte, enquanto os métodos holísticos são aplicados na Austrália e Ásia. Por outro lado, nas Américas Central e Sul, apenas dois tipos de abordagem são frequentemente empregados: i) métodos hidrográficos; ii) simulação de hábitat (THARME, 2003). Por outro lado, em Portugal e Espanha, os métodos hidrográficos são os mais frequentes (Figura 5).

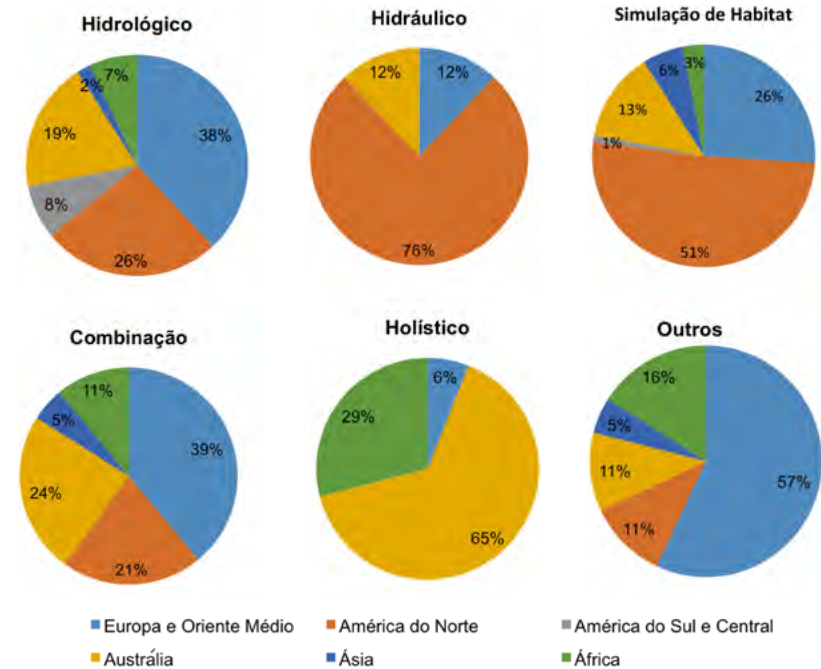


FIGURA 4 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia para determinação de vazão ecológica em diferentes partes do mundo - Fonte: Adaptado de Tharme (2003).

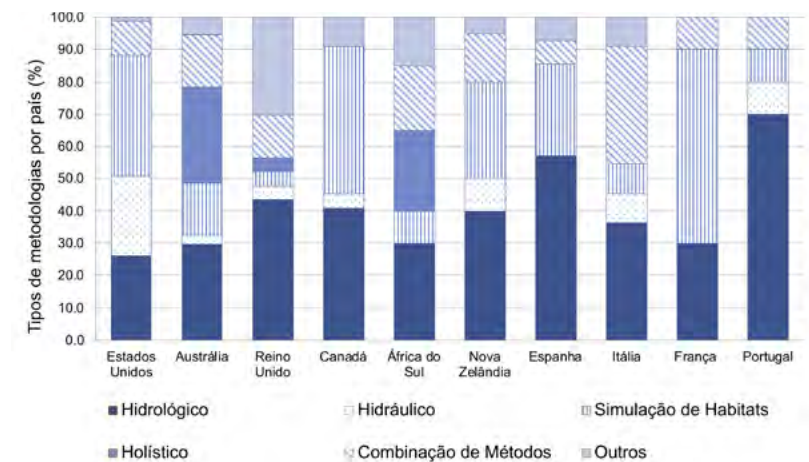


FIGURA 5 – Porcentagem relativa de uso de cada metodologia em dez países com mais relatos na literatura sobre o emprego de abordagens para determinação de vazão ecológica - Fonte: Adaptado de Tharme (2003).

No Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 realizado a jusante da UHE Itutinga, optamos por desenvolver um novo método holístico, empregando inicialmente o RVA em uma série hidrológica considerando os períodos pré e pós-impacto. Foram avaliadas as respostas ecológicas a alguns dos componentes do regime fluvial. E, finalmente, foi realizada a modelagem hidrológica (descrita no capítulo 5 desse livro) para proposição de um hidrograma ambiental a ser operado em diferentes cenários climáticos pelos gestores da Cemig.

## 1.4 LEGISLAÇÃO BRASILEIRA SOBRE O TEMA VAZÃO ECOLÓGICA

No Brasil, o Código das Águas (BRASIL, 1934) foi considerado um marco no estabelecimento das primeiras diretrizes relacionadas à gestão de recursos hídricos no país. O artigo 143 estabelece que os aproveitamentos de energia hidráulica devem satisfazer exigências de alimentação e necessidades de populações ribeirinhas, de salubridade pública, irrigação, proteção contra inundações, conservação e livre circulação de peixes, escoamento e despejo de águas servidas. Esse código é considerado a primeira lei que trata sobre o tema de vazão ecológica no Brasil, mesmo que indiretamente.

No início dos anos 1980, o tema ressurgiu por meio de normas voltadas para construção de usinas hidrelétricas, com estabelecimento de valores para vazão média mensal a ser regulada (SARMENTO, 2007). Entretanto, foi a Constituição Federal de 1988 (BRASIL, 1988a) que fomentou o desenvolvimento das principais leis ambientais brasileiras na medida em que, no artigo 255, assegura a todos “o direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações”.

Em 1988, o Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) determinou a obrigatoriedade de licenciamento para qualquer obra de abastecimento de água que demandasse mais de 20% da vazão mínima da fonte de abastecimento e/ou que modificasse as condições físicas e/ou bióticas dos corpos d'água (BRASIL, 1988b). Isso representou um avanço na legislação sobre vazões ecológicas no Brasil.

Entretanto, a outorga de direito de uso de um recurso hídrico foi instituída apenas em 1997 como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, cujo objetivo é assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos d'água, bem como o efetivo exercício dos direitos de acesso aos recursos hídricos (ANA, 2013).

Em rios de domínio da União (quaisquer cursos d'água que passam por mais de um estado, ou que sirvam de limite com outros países ou unidades da Federação), a Agência Nacional de Águas (ANA) é responsável pela análise técnica para a emissão de outorga. Em rios de domínio dos Estados ou do Distrito Federal, a solicitação de outorga deve ser tramitada junto ao órgão gestor estadual de recursos hídricos (BRASIL, 1997). Portanto, a outorga segue diferentes legislações, todas baseadas em métodos hidrológicos (Tabela 2). No Brasil, há exemplos de estudos de curva de preferência e uso de habitat de espécies neotropicais (p. ex., MAZZONI; NOVAES; IGLESIAS-RIOS, 2011; COSTA *et al.*, 2013; TERESA; CASATTI 2013; SANTOS *et al.*, 2018), aplicação de PHABSIM em diferentes bacias (p. ex., GUEDES *et al.*, 2014; CASTRO; MOREIRA; SILVA, 2016; OLIVEIRA *et al.*, 2016; SANTOS *et al.*, 2018) e aplicação do Método IHA em cursos d'água nacionais (p. ex., SANTOS *et al.*, 2012; SOARES *et al.*, 2015; VASCO, 2015; LÉO; PEREIRA; SANTOS, 2019).

## 1.5 OPERAÇÃO ENERGÉTICA NO BRASIL E A DEFINIÇÃO DA UHE ITUTINGA COMO ÁREA DE ESTUDO

A geração de energia elétrica no Brasil é coordenada pelo Operador Nacional do Sistema (ONS) de forma a suprir, instantaneamente, toda a carga demandada por consumidores. O sistema de geração e transmissão, por sua vez, é composto por proprietários de usinas, predominantemente hidrelétricas, localizadas em diversas regiões no Brasil (ZAMBON, 2015). Essas devem seguir diretrizes de operação definidas pelo ONS e baseadas em variáveis relacionadas ao consumo e à disponibilidade de recursos hídricos nos reservatórios de geração de energia (SILVA; MARCHI NETO; SEIFERT, 2016).

O sistema elétrico brasileiro é essencialmente hidrotérmico (geração de energia elétrica por usinas hidrelétricas e termoeletricas), sendo que 61% da energia é fornecida pelas usinas hidrelétricas (EPE, 2019). Assim, as vazões afluentes às usinas hidrelétricas têm peso considerável no planejamento da operação desse sistema e grande relevância na definição do preço da energia no mercado de curto prazo, o Preço de Liquidação das Diferenças (PLD). O cálculo do PLD é feito com base no Custo Marginal de Operação (CMO), limitado por um preço mínimo e um preço máximo, estabelecidos anualmente pela Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL). O CMO é obtido a partir dos modelos computacionais que otimizam a operação do sistema (ONS, 2019).



**TABELA 2** – Resumo das quantidades mínimas de regime fluvial que devem ser mantidas em rios de domínio da União e dos Estados, determinadas respectivamente por legislações nacional ou estadual - Fonte: Os autores (2020).

Domínio	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Critérios de Outorga	Vazão ecológica indiretamente estabelecida
União	ANA (2006, 2013)	70% da $Q_{95}$ podendo variar em função das peculiaridades de cada região. Sendo que para cada usuário individual, pode ser outorgado no máximo 20% da vazão outorgável.	30% da $Q_{95}$
Minas Gerais	Minas Gerais (2012)	50% da $Q_{7,10}$ (30% da $Q_{7,10}$ nas bacias hidrográficas dos Rios Jequitai, Pacuí, Urucuia, Pandeiros, Verde Grande, Pará, Paraopeba e Velhas, exceto as áreas destas bacias consideradas pelo IGAM como de conflito pelo uso da água, que será outorgado até o limite de 50% da $Q_{7,10}$ ).	50% ou 70% da $Q_{7,10}$
Paraná	Paraná (2001)	50% da $Q_{95}$ 80% da $Q_{90}$ quando não houver barramento, ou quando houver barramento em cursos d'água perenes.	50% da $Q_{95}$ 20% da $Q_{90}$

**TABELA 2** – Continuação

Domínio	Legislação referente à vazão máxima outorgável	Critérios de Outorga	Vazão ecológica indiretamente estabelecida
Bahia	Bahia (1997)	95% da vazão referencial quando houver barramento em curso d'água intermitente. Quando o suprimento for para abastecimento humano, o percentual pode atingir 95% da vazão referencial.	5% da $Q_{90}$
		No caso de vazões regularizadas por reservatórios, a vazão residual de 20% da vazão referencial deve escoar a jusante por descargas de fundo ou por qualquer outro dispositivo que não inclua bombas de recalques. Nenhum usuário individualmente receberá outorga superior a 20% da vazão referencial em um dado manancial.	20% da $Q_{90}$
Paraíba	Paraíba (1997)	90% da vazão referencial regularizada.	10% da $Q_{90}$
Rio Grande do Norte	Rio Grande do Norte (1997)	90% da vazão referencial regularizada.	10% da $Q_{90}$
Ceará	Ceará (1994)	90% da vazão referencial regularizada em cursos d'água com barramento; em lagos ou lagoas, 33% da vazão referencial.	10%, ou 67%, da $Q_{90}$
São Paulo	São Paulo (1994)	50% da $Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$
Rio de Janeiro	Rio de Janeiro (2007)	50% da $Q_{7,10}$	50% da $Q_{7,10}$

O processo de programação mensal da operação energética, com suas revisões semanais, é elaborado pelo ONS com a participação dos agentes envolvidos (ONS, 2019). Os estudos são realizados em base mensal e discretizados em etapas semanais e por patamar de carga. Semanalmente, ocorre uma revisão que fornece metas e diretrizes a serem seguidas pelos órgãos executivos responsáveis pela programação de operação diária e de tempo real. Estas etapas buscam atender a demanda energética considerando as várias fontes de geração disponíveis (térmica, eólica, solar, biomassa, nuclear e outras fontes), buscando minimizar o custo da operação.

Considerando as dimensões continentais, o Brasil conta com um dos mais complexos sistemas de transmissão do mundo, o Sistema Interligado Nacional (SIN). Este sistema possibilita que a demanda por energia de uma região brasileira, que em determinada época possui baixa capacidade de geração, seja atendida pela energia gerada em diversos pontos de maior disponibilidade no país (ZAMBON, 2015). O planejamento da operação hidráulica do SIN é realizado com a finalidade de mitigar as incertezas das condições de armazenamento em períodos secos e, também, para garantir a prevenção de enchentes em períodos chuvosos. A operação do controle de cheias tem coordenação do ONS é executada pelos operadores de reservatórios com armazenamento e regularização.

A operação de reservatórios de usinas da Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) deve seguir o planejamento proposto pela ONS e alterações nas vazões liberadas devem ser solicitadas previamente a esse órgão nacional. Durante o Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, conciliar as manipulações de vazão a jusante da UHE Itutinga com eventos extremos de vazão (gerados por eventos de chuvas intensas com probabilidades de ocorrências pequenas que eventualmente ocorreram durante o período da pesquisa) foi um grande desafio ao desenvolvimento dos experimentos no projeto. As manobras foram planejadas em reuniões das equipes de pesquisa com técnicos da Cemig e ONS.

A escolha da UHE Itutinga, localizada no Rio Grande (Minas Gerais), considerou o seu médio porte, dentre os empreendimentos da Cemig. Além disso, a possibilidade de controle das vazões através de seu vertedouro foi outro importante fator que possibilitou avaliar a influência de diferentes vazões sobre as comunidades aquáticas a jusante do empreendimento. A existência de um reservatório de acumulação a montante da UHE Itutinga, localizado na UHE Camargos, foi uma terceira razão para a escolha, uma vez que seria mais um mecanismo para operação das vazões a serem avaliadas.

A proposta de alteração do regime de vazões operado pela UHE Itutinga foi baseada na variação de magnitude de vazão em quatro cenários relativos à vazão

média de longo termo ( $Q_{MLT}$ ): 120%  $Q_{MLT}$ , 100% da  $Q_{MLT}$ , 80% da  $Q_{MLT}$  e 60% da  $Q_{MLT}$ ; e na variação diária de vazão. Os quatro cenários e a variação diária de vazão foram propostos para um mês típico nos períodos de seca e chuva (Tabela 3). Os meses de janeiro/março (chuva) e julho/outubro (seca) foram escolhidos como os pares para a realização das coletas por apresentarem vazões médias históricas similares.

**TABELA 3** – Magnitudes das vazões sugeridas para operação durante o Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203  
Fonte: Os autores (2020).

ANO/ MÊS	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D
2010	100% $Q_{MLT}$ (131,0 $m^3.s^{-1}$ )						100% $Q_{MLT}$ (131,0 $m^3.s^{-1}$ )					
			120% $Q_{MLT}$ (157 $m^3.s^{-1}$ )							120% $Q_{MLT}$ (157,0 $m^3.s^{-1}$ )		
2011	80% $Q_{MLT}$ (104,8 $m^3.s^{-1}$ )						80% $Q_{MLT}$ (104,8 $m^3.s^{-1}$ )					
			60% $Q_{MLT}$ (79,0 $m^3.s^{-1}$ )							60% $Q_{MLT}$ (79,0 $m^3.s^{-1}$ )		

A operacionalização das vazões foi um grande desafio devido à regulação da ONS e à ocorrência de alguns eventos extremos como cheias e secas durante os dois anos do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203. No próximo capítulo, será detalhado o regime fluvial obtido com a manipulação de vazões pela Cemig na UHE Itutinga.

## 1.6 CONCLUSÕES

O presente capítulo descreve várias metodologias que buscam determinar a magnitude do regime fluvial (ou vazão ecológica) e a complexidade das metodologias que buscam definir o regime ecológico de vazões a jusante de barramentos hidrelétricos em escala global. O emprego de metodologias mais complexas ainda é incipiente no Brasil e os demais capítulos desse livro abordarão uma nova proposta para determinação do regime fluvial considerando as respostas de comunidades biológicas às mudanças desse regime. Por sua vez, a usina hidrelétrica escolhida para alteração da operação de geração de energia, e consequentemente do regime fluvial mantido a jusante dessa usina, está inserida em um dos mais complexos sistemas de geração de energia no mundo e a implementação das alterações no regime de vazões envolveu gestão integrada e articulação da equipe de pesquisadores e técnicos da Cemig desse que é, até onde conhecemos, um estudo pioneiro sobre regime ecológico de vazões na América do Sul. Pretende-se, portanto, contribuir com a discussão sobre vazões ecológicas mundialmente, fornecendo uma ferramenta para gestão de recursos hídricos no nosso país.

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio nas atividades em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e à Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro-Sul (AG/CS), Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte aos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos a Yuri Caldeira pela revisão e sugestões. MC é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303380/2015-2) e pesquisador mineiro (FAPEMIG PPM 00104-18). PSP é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303548/2017-7).

## REFERÊNCIAS

ALLAN, R. P.; SODEN, B. J. Atmospheric warming and the amplification of precipitation extremes. **Science**, v. 321, n. 5.895, p. 1.481-1.484, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1126/science.1160787>

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). Resolução no 467, de 30 de outubro de 2006. Dispõe sobre critérios técnicos a serem observados na análise dos pedidos de outorga em lagos, reservatórios e rios fronteira e transfronteira. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 30 out. 2006.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA). **Manual de procedimentos técnicos e administrativos de outorga de direito de uso de recursos hídricos da Agência Nacional das Águas**. Brasília: ANA, 2013.

AUBLE, G. T.; FRIEDMAN, J. M.; SCOTT, M. L. Relating riparian vegetation to present and future streamflows. **Ecological Applications**, v. 4, n. 3, p. 544-554, 1994. Disponível em: <http://www.jstor.org/stable/1941956>

BAHIA. Decreto no 6.296, de 21 de março de 1997. Dispõe sobre a outorga de direito de uso de recursos hídricos, infração e penalidades e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado da Bahia**, Salvador, 21 mar. 1997.

BLACKSHEAR, B.; CROCKER, T.; DRUCKER, E.; FILOON, J.; KNELMAN, J.; SKILES, M. Hydropower vulnerability and climate change. **Middlebury College Environmental Studies Senior Seminar**, v. 82, 2011. Disponível em: [http://www.middlebury.edu/media/view/352071/original/globalhydro\\_final\\_dm.pdf](http://www.middlebury.edu/media/view/352071/original/globalhydro_final_dm.pdf)

BOVEE, K. D.; LAMB, B. L.; BARTHOLOW, J. M.; STALNAKER, C. B.; TAYLOR, J.; HENRIKSEN, J. **Stream habitat analysis using the instream flow incremental methodology**. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Information and Technology Report, 1998.

BOVEE, K. D.; MILHOUS, R. T. **Hydraulic simulation in instream flow studies: theory and techniques**. Department of the Interior, Fish and Wildlife Service, Office of Biological, 1978.

BRASIL. Decreto nº 24.643, de 10 de julho de 1934. Decreta o Código de Águas. **Diário Oficial da União**, Rio de Janeiro, 27 jul. 1934.

BRASIL. **Constituição (1988)**. Constituição da República Federativa do Brasil. Brasília, DF: Senado Federal: Centro Gráfico, 1988a.

BRASIL. Resolução Conama nº 5, de 15 de junho de 1988. Dispõe sobre o licenciamento ambiental de obras de saneamento. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 16 nov. 1988b.

BRASIL. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 9 jan. 1997.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>

CASTRO, E. R. R. S.; MOREIRA, M. C.; SILVA, D. D. Environmental flow in the River Ondas basin in Bahia, Brazilian Cerrado. **Environmental Monitoring and Assessment**, v. 188, n. 1, p. 1-10, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10661-015-5063-8>

CEARÁ. Decreto Estadual nº 23.067, de 11 de fevereiro de 1994. Regulamenta o artigo 4º da Lei nº 11.996, de 24 de julho de 1992, na parte referente à outorga do direito de uso dos recursos hídricos, cria o Sistema de Outorga para uso da Água e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Ceará**, Fortaleza, 11 fev. 1994.

COSTA, M. R.; MATTOS, T. M.; BORGES, J. L.; ARAÚJO, F. G. Habitat preferences of common native fishes in a tropical river in southeastern Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, n. 4, p. 871-880, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013000400015>

CRAIG, J. F. Large dams and freshwater fish biodiversity. **Prepared for Thematic Review II**, v. 1, 2000.

BRISBANE DECLARATION. The Brisbane Declaration: environmental flows are

essential for freshwater ecosystem health and human well-being. **Declaration of the 10th International River Symposium and International Environmental Flows Conference**, Brisbane, Australia, 3-6 september 2007.

DUNBAR, M. J.; GUSTARD, A.; ACREMAN, M. C.; ELLIOTT, C. R. N. **Overseas approaches to setting river flow objectives**. R&D Technical Report W6B. Bristol: Environment Agency, 1998. v. 4.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE), **Balanco Energético Nacional 2019: Ano base 2018**. Rio de Janeiro: EPE, 2019

GRILL, G.; LEHNER, B.; THIEME, M.; GEENEN, B.; TICKNER, D.; ANTONELLI, F.; ... ZARFL, C. Mapping the world's free-flowing rivers. **Nature**, v. 569, n. 7.755, p. 215-221, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

GUEDES, H.; SILVA, D.; DERGAM, J.; ELESBON, A. Estabelecimento do Regime de Vazões Ecológicas no Rio Formoso/MG com base em Espécies Neotropicais. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 19, n. 4, p. 72-82, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.21168/rbrh.v19n4.p72-82>

INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE (IPCC). **Global Warming of 1.5 °C**. IPCC, 2018.

JUNK, W.; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. Sparks. The flood pulse concept in river-floodplain systems, p. 110-127 in DODGE, D. P. (ed.). Proceedings of the International Large River Symposium (LARS). **Canadian Special Publication of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 106, 1989.

KEMP, P. S.; KATOPODIS, C. Environmental flows all at sea? Charting a new course through choppy waters. **Journal of Ecohydraulics**, v. 2, n. 2, p. 85-87, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/24705357.2017.1383684>

LEHNER, B.; LIERMANN, C. R.; REVENGA, C.; VÖRÖMSMARTY, C.; FEKETE, B.; CROUZET, P.; ... WISSER, D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 9, n. 9, p. 494-502, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1890/100125>

LÉO, V. B. S.; PEREIRA, L. C. O.; SANTOS, H. A. Indicadores de alteração hidrológica: alterações das vazões no Rio Preto da bacia do Rio Paraíba do Sul. In: XXIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2019.

MARTÍNEZ-CAPEL, F.; GARCÍA-LÓPEZ, L.; BEYER, M. Integrating hydrological modelling and ecosystem functioning for environmental flows in climate change scenarios in the Zambezi River (Zambezi Region, Namibia). **River Research and Applications**, v. 33, n. 2, p. 258-275, 2017. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.3058>

MAZZONI, R.; NOVAES, V. C.; IGLESIAS-RIOS, R. Microhabitat use by Phallogeros harpagos Lucinda (Cyprinodontiformes: Poeciliidae) from a coastal stream from Southeast Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 9, n. 3, p. 665-672, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252011005000027>

MINAS GERAIS. Resolução conjunta Secretaria de Estado de Meio Ambiente e Desenvolvimento Sustentável – SEMAD/Instituto Mineiro de Gestão das Águas – IGAM no 1.548, de 29 de março de 2012. Dispõe sobre a vazão de referência para o cálculo da disponibilidade hídrica superficial nas bacias hidrográficas do Estado. **Diário Oficial do Estado de Minas Gerais**, Belo Horizonte, 31 mar. 2012.

NAIMAN, R. J.; LATTERELL, J. J.; PETTIT, N. E.; OLDEN, J. D. Flow variability and the biophysical vitality of river systems. **Comptes Rendus – Geoscience**, v. 340, n. 9-10, p. 629-643, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.crte.2008.01.002>

NESTLER, J. M.; MILHOUS, R. T.; PAYNE, T. R.; SMITH, D. L. History and review of the habitat suitability criteria curve in applied aquatic ecology. **River Research and Applications**, v. 35, n. 8, p. 1.155-1.180, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.3509>

O'KEEFFE, J.; HUGHES, D.; THARME, R. Linking ecological responses to altered flows, for use in environmental flow assessments: the Flow Stressor – Response method. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 28, n. 1, p. 84-92, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902550>

OLDEN, J. D.; POFF, N. L. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications**, v. 19, n. 2, p. 101-121, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.700>

OLIVEIRA, I. C. E.; SILVA, D.; GUEDES, H. A. S.; DERGAM, J. A.; RIBEIRO, C. B. M. One-and two-dimensional ecohydraulic modeling of Formoso River (MG). **Engenharia Agrícola**, v. 36, n. 6, p. 1.050-1.062. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1809-4430-Eng.Agric.v36n6p1050-1062/2016>

OPERADOR NACIONAL DO SISTEMA ELÉTRICO (ONS). **Procedimentos de rede**. Disponível em: <http://www.ons.org.br/paginas/sobre-o-ons/procedimentos-de-rede/o-que-sao>. Acesso em: 30 nov. 2019.

PARAÍBA. Decreto Estadual nº 19.260, de 31 de outubro de 1997. Regulamenta a outorga do direito de uso dos recursos hídricos e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado da Paraíba**, João Pessoa, 1o nov. 1997.

PARANÁ. Decreto Estadual nº 4.646, de 31 de agosto de 2001. Dispõe sobre o regime de outorga de direitos de uso de recursos hídricos e adota outras providências. **Diário Oficial do Estado do Paraná**, Curitiba, 31 ago. 2001.

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; ... STROMBERG, J. C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1313099>

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ... WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>

POFF, N. L.; THARME, R. E.; ARTHINGTON, A. H. Evolution of environmental flows assessment science, principles, and methodologies. In: HORNE, A. C.; WEBB, J. A.; STEWARDSON, M. J.; RICHTER, B.; ACREMAN, M. (eds.). **Water for the environment**. Elsevier, 2017. p. 203-236. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-803907-6.00011-5>

RAILSBACK, S. F. Why it is time to put PHABSIM out to pasture. **Fisheries**, v. 41, n. 12, p. 720-725, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03632415.2016.1245991>

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1.163-1.174, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 231-249, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>

RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 206-224, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0206:ESWMMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0206:ESWMMR]2.0.CO;2)

RIO DE JANEIRO. Portaria SERLA no 567, de 7 de maio de 2007. Estabelece critérios gerais e procedimentos técnicos e administrativos para cadastro, requerimento e emissão de outorga de direito de uso de recursos hídricos de domínio do Estado do Rio de Janeiro, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Rio de Janeiro**, Rio de Janeiro, 7 maio 2007.

RIO GRANDE DO NORTE. Decreto Estadual nº 13.283, de 22 de março de 1997. Regulamenta o inciso III do art. 4º da Lei nº 6.908, de 1º de julho de 1996, que dispõe sobre a política estadual de recursos hídricos, e dá outras providências. **Diário Oficial do Estado do Rio Grande do Norte**, 22 mar. 1997.

RIPL, W. Water: The bloodstream of the biosphere. **Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 358, n. 1.440, p. 1.921-1.934, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1098/rstb.2003.1378>

SANTOS, H. A.; LEAL, C. G.; POMPEU, P. S.; CHAVES, C.; CUNHA, S. F. Physical habitat simulation for small-sized characid fish species from tropical rivers in Brazil. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 4, p. 1-14, 2018. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20170003>

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0240-y>

SÃO PAULO. Lei no 9.034, de 27 de dezembro de 1994. Dispõe sobre o Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH, a ser implantado no período 1994 e 1995, em conformidade com a Lei no 7.663, de 30 de dezembro de 1991, que instituiu normas de orientação à Política Estadual de Recursos Hídricos. **Diário Oficial do Estado de São Paulo**, São Paulo, 28 dez. 1994.

SARMENTO, R. **Estado da arte da vazão ecológica no Brasil e no mundo**. Relatório do Projeto 704BRA2041 da Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura – UNESCO. UNESCO/ANA/CBHSE., 2007. 38 p.

SILVA, R. C.; MARCHI NETO, I.; SEIFERT, S. S. Electricity supply security and the future role of renewable energy sources in Brazil. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 59, p. 328-341, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.rser.2016.01.001>

SOARES, L.; SANTOS, H.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; CALLISTO, M.; TUPINAMBÁS, T.; CASTRO, D.; ... ALVES, C. Metodología para la propuesta de caudales ecológicos en función de restricciones ambientales. **Aqua-Lac**, v. 7, n. 2, p. 17-28, 2015.

TERESA, F. B.; CASATTI, L. Development of habitat suitability criteria for Neotropical stream fishes and an assessment of their transferability to streams with different conservation status. **Neotropical Ichthyology**, v. 11, p. 2, p. 395-402, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1679-62252013005000009>

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 397-441, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.736>

VASCO, A. N. **Indicadores de alteração hidrológica: o declínio das vazões no baixo Rio São Francisco**. Tese (Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe, Sergipe, 2015.

WARD, J. V.; STANFORD, J. A. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. **Regulated Rivers: Research & Management**,

v. II, p. 105-119, 1995. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rrr.3450110109>

WARD, J. V. The four-dimensional nature of lotic ecosystems. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 8, n. 1, p. 2-8, 1989. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1467397>

ZAMBON, R. C. A operação dos reservatórios e o planejamento da operação hidrotérmica do Sistema Interligado Nacional. **Revista USP**, n. 104, p. 133, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.11606/issn.2316-9036.v0i104p133-144>

ZHANG, Q.; LI, J.; SINGH, V. P.; XIAO, M. Spatio-temporal relations between temperature and precipitation regimes: implications for temperature-induced changes in the hydrological cycle. **Global and Planetary Change**, v. 111, p. 57-76, 2013. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.gloplacha.2013.08.012>

# SÉRIE PEIXE VIVO

---

## ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

### CAPÍTULO 2

#### ESTUDO DE CASO: DIAGNÓSTICO HIDROLÓGICO E METODOLOGIAS

SOARES, L. M. V.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V.; CALLISTO, M.; SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S. Estudo de caso: diagnóstico hidrológico e metodologias. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 43-70 (Série Peixe Vivo, 8). DOI: 10.5935/VIII.2020CAP.002.

## 2.1 INTRODUÇÃO

No Brasil, a disponibilidade hídrica favoreceu a utilização da água na forma de aproveitamentos hidrelétricos, alcançando os atuais 61% da matriz energética (EPE, 2019). As usinas hidrelétricas geram energia utilizando barragens que interrompem o curso natural de rios, formando reservatórios a montante para armazenar volume de água e criar o desnível necessário para o aproveitamento energético. A jusante de um barramento, a principal interferência da usina está relacionada à alteração do regime de vazões, que é regulado em função da demanda de energia elétrica. São promovidas variações no regime hidrológico, que podem ter escala diária para atender à maior demanda de energia durante o horário de pico (em geral, entre 18 e 21 horas), ou escala sazonal em função das diferenças de disponibilidade hídrica nos períodos de chuva e seca (JONES, 2014). Portanto, o barramento de um rio modifica seu regime hidrológico, tendo como consequência direta a regulação de vazões por meio do amortecimento dos volumes sazonais a jusante.

A qualidade ambiental de um rio é fortemente dependente do regime hidrológico, que é reconhecido como variável-chave pela sua capacidade de influenciar componentes do ecossistema aquático (RICHTER *et al.*, 2003). As alterações hidrológicas promovidas pela operação de barramentos podem afetar variáveis abióticas, incluindo a velocidade de escoamento, concentração e disponibilidade de oxigênio dissolvido e transporte de sedimentos, acarretando mudanças na qualidade de água (AGOSTINHO; GOMES; PELICICE, 2007). As variações intra-anuais nas condições hidrológicas naturais são essenciais para etapas do ciclo de vida de espécies aquáticas e as variações interanuais exercem papel importante na dinâmica de populações, no sucesso reprodutivo e nas interações bióticas (RICHTER *et al.*, 1996). Esses processos ecológicos são alterados pela construção e operação de barramentos hidrelétricos, com reflexos a montante e a jusante ao longo do contínuo fluvial.

Quantificar alterações em regimes hidrológicos tem sido uma demanda crescente desde o final do século XX (THARME, 2003), com a menor tolerância da sociedade aos problemas ambientais causados pelo manejo inadequado de recursos hídricos e o reconhecimento da necessidade de limitar os conflitos existentes pelos usos da água em detrimento da conservação dos ecossistemas aquáticos e sua biodiversidade. A importância da manutenção do regime hidrológico natural tem sido amplamente reconhecida na sustentabilidade de ecossistemas de água doce (POFF *et al.*, 2010).

A avaliação de condições hidrológicas afetadas por atividades antrópicas é um requisito básico para diagnóstico, avaliação, planejamento e gestão de recursos hídricos (GENZ; LUZ, 2012). Diante desse contexto, esse capítulo trata da metodologia adotada para quantificar a alteração no regime hidrológico em decorrência da construção e operação de um empreendimento hidrelétrico localizado em uma bacia hidrográfica tropical. Além disso, buscou-se compreender os efeitos dessas alterações hidrológicas sobre os organismos aquáticos, visando assegurar condições para a manutenção dos ecossistemas fluviais e suas funções ecológicas, bens e serviços ecossistêmicos. Os objetivos do projeto foram: (i) calcular indicadores de alteração hidrológica a jusante da Usina Hidrelétrica (UHE) Itutinga (Rio Grande, MG); e (ii) manipular a operação do reservatório sob os regimes de vazão constante e com flutuações para avaliar os efeitos sobre as comunidades de peixes e de macroinvertebrados.

## 2.2 ÁREA DE ESTUDOS

A UHE Itutinga localiza-se no Rio Grande, município de Itutinga, estado de Minas Gerais (21°21'50"S e 44°37'00"O), a 787 m de altitude. Sua barragem possui 550 m de comprimento e altura máxima de 23 m. Seu reservatório possui área superficial de 1,72 km<sup>2</sup> e volume de 11,4 hm<sup>3</sup> em sua capacidade máxima (Tabela 1). Quatro unidades geradoras representam 52 MW de potência instalada (CEMIG, 2016). A capacidade máxima de vazão turbinada é de 242 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> e o reservatório possui um vertedouro de crista livre com capacidade máxima de vertimento de 1.554 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> (CEMIG, 2016). Sua operação é considerada a fio d'água, isto é, o reservatório possui reduzida capacidade de armazenamento de água, com acumulação suficiente apenas para prover regularização diária ou semanal. O curso d'água imediatamente a jusante do barramento possui largura de 60 m e vazão média de longo termo de 124,45 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.



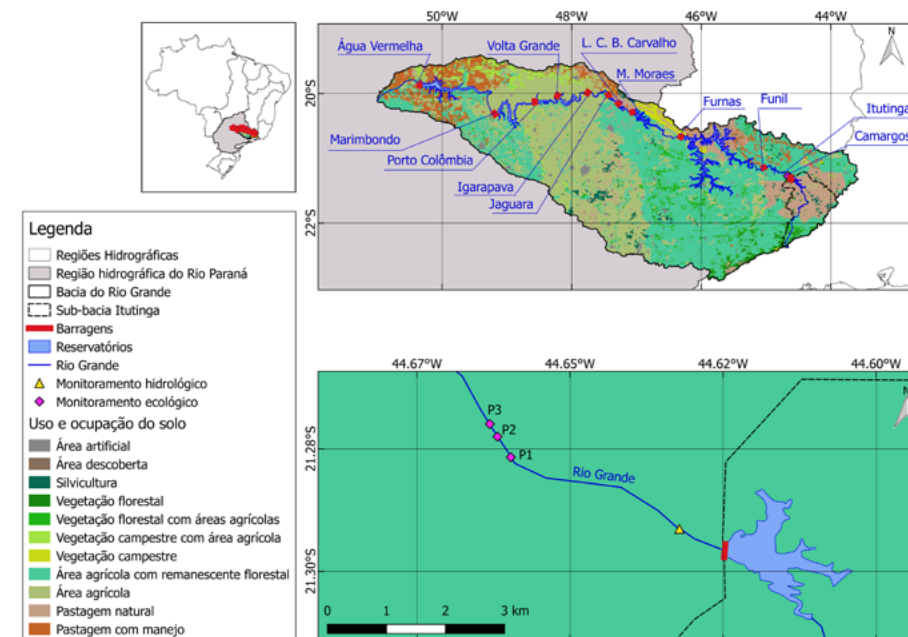
**TABELA 1** – Caracterização morfométrica e hidrológica da UHE Itutinga, Rio Grande, MG  
Fonte: CEMIG, 2016.

CARACTERÍSTICAS	VALORES
Altitude	787 m
Comprimento	550 m
Altura	23 m
Área superficial	1,72 km <sup>2</sup>
Volume máximo	11,4 hm <sup>3</sup>
Potência instalada	52 MW
Vazão turbinada máxima	242 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Vazão vertida máxima	1.554 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Largura do rio a jusante	60 m
Vazão média de longo termo	124,45 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Área da bacia hidrográfica	6.365 km <sup>2</sup>

A UHE Itutinga foi construída em 1955, sendo o segundo aproveitamento de uma cascata composta por 12 empreendimentos hidrelétricos em operação no Rio Grande (Figura 1). A montante, está localizada a UHE Camargos, que possui reservatório com maior capacidade (792 hm<sup>3</sup>) que o da UHE Itutinga (11,4 hm<sup>3</sup>). Na bacia hidrográfica da UHE Itutinga estão inseridos 21 municípios. O índice de qualidade da água (IQA) na região a jusante do reservatório da UHE Itutinga manteve-se classificado como bom ao longo do ano de 2009, anterior ao período de amostragens (IGAM, 2010).

O clima na região é subtropical de altitude (Cwb) com invernos secos e verões amenos (KÖPPEN, 1948). A temperatura média anual é de 20,3°C e a precipitação média anual é de cerca de 1.460 mm segundo o Instituto Nacional de Meteorologia (INMET, 2019). A estação chuvosa compreende os meses de outubro a março e concentra 85% do volume total precipitado. A estação seca ocorre normalmente entre os meses de abril e setembro. A área está sob influência do evento climático

conhecido como El Niño – Oscilação Sul (ENOS), fenômeno oceano-atmosférico que se origina no Oceano Pacífico e é caracterizado por variações irregulares entre um período quente (El Niño) e um período frio (La Niña) (CPTEC, 2014). O fenômeno está associado a chuvas e temperaturas anômalas que constituem a principal fonte de variabilidade interanual sobre grande parte da América Latina (GARREAUD *et al.*, 2009).



**FIGURA 1** – Localização da UHE Itutinga na cascata de reservatórios do Rio Grande, principais usos e ocupação da terra na bacia do Rio Grande, pontos amostrais (P1, P2 e P3) do presente estudo e estação de monitoramento hidrológico - Fonte: Os autores (2020).

## 2.3 MATERIAL E MÉTODOS

### 2.3.1 Análise do regime hidrológico

Este estudo hidrológico foi realizado a partir da série histórica de vazões diárias disponibilizada pela Cemig e pela Agência Nacional de Águas (ANA) para os dados monitorados na estação Itutinga (código 61065001), localizada no trecho a jusante do barramento (21°18'00"S, 44°39'00"O) (marcador amarelo na Figura 1). A análise hidrológica seguiu a metodologia Indicadores de Alteração Hidrológica (em inglês, *Indicators of Hydrologic Alteration* – IHA) proposta por Richter *et al.* (1996), que permite o detalhamento do regime hidrológico a partir da avaliação das alterações decorrentes de uma intervenção antrópica. Essa metodologia quantifica as alterações no regime de vazão a partir do estudo comparativo entre o regime hidrológico alterado pela instalação e operação da usina hidrelétrica (período pós-impacto) e o regime hidrológico natural (período pré-impacto), tomado como cenário de referência e caracterizado pelas condições existentes previamente à construção da UHE Itutinga. Nesse estudo, foram considerados dois períodos com 20 anos de duração (KENNARD *et al.*, 2010; RICHTER *et al.*, 1997) (Figura 2): o período pré-impacto (1934 a 1954), anterior à construção da UHE Itutinga em 1955, e o período pós-impacto (1991 a 2011).

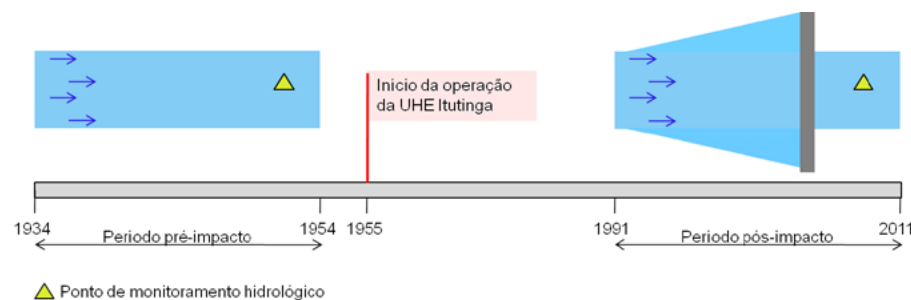


FIGURA 2 – Períodos da análise comparativa do regime hidrológico: 1934-1954 (período pré-impacto) e 1991-2011 (período pós-impacto); e localização do ponto de monitoramento hidrológico - Fonte: Os autores (2020).

Cinco componentes do regime hidrológico afetam os ecossistemas aquáticos (Tabela 2): a magnitude das vazões mensais, a duração e magnitude das vazões anuais extremas, o dia em que ocorrem vazões anuais extremas, a frequência dos pulsos de vazão e a taxa de mudança das condições hidrológicas (RICHTER *et al.*, 1996). Essas componentes são relacionados a 33 indicadores de alteração hidrológica, que foram calculados como porcentagem de desvio do período pós-impacto em relação ao período pré-impacto utilizando o software *Indicators of Hydrologic Alteration* versão 7.1.

TABELA 2 – Indicadores de alteração hidrológica e os efeitos das componentes do regime hidrológico nos ecossistemas - Fonte: Richter *et al.* (1996).

COMPONENTES DO REGIME HIDROLÓGICO	INDICADORES DE ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA	EFEITOS NOS ECOSISTEMAS
Magnitude das vazões mensais	Vazão média mensal	Disponibilidade de habitat para organismos aquáticos Umidade no solo para vegetação ripária
Magnitude e duração das vazões extremas	Vazão mínima com duração de 1, 3, 7, 30 e 90 dias Vazão máxima com duração de 1, 3, 7, 30 e 90 dias	Morfologia do canal do curso d'água Estresse hídrico e baixo teor de oxigênio dissolvido Trocas de nutrientes entre o rio e a planície de inundação
Dia em que ocorrem vazões extremas	Dia da vazão mínima anual Dia da vazão máxima anual	Sincronia com os ciclos de vida dos organismos Gatilho para desova de espécies migratórias de peixes
Frequência dos pulsos de vazão	Frequência de pulsos altos por ano Frequência de pulsos baixos por ano Duração média dos pulsos altos por ano Duração média dos pulsos baixos por ano	Disponibilidade de habitats na planície de inundação Trocas de nutrientes entre o rio e a planície de inundação Transporte de sedimentos
Taxa de mudança das condições hidrológicas	Frequência de flutuações positivas por ano Frequência de flutuações negativas por ano Duração média das flutuações positivas Duração média das flutuações negativas Frequência de flutuações positivas e negativas	Aprisionamento de organismos na borda do canal Capacidade das raízes de plantas atingirem o lençol freático

Para cada indicador, foi utilizado o Método do Alcance da Variabilidade (em inglês *Range of Variability Approach* – RVA) (RICHTER *et al.*, 1998). Nessa metodologia, a variabilidade dos indicadores no período pré-impacto foi utilizada como referência na definição do grau de alteração do regime hidrológico. Os valores anuais dos indicadores foram avaliados de acordo com o alcance de uma faixa-alvo, preservando-se sua variabilidade natural. O método avalia não somente o alcance da faixa-alvo, mas também se essa é atingida com a mesma frequência que ocorria no regime natural de vazões. Os limites inferior e superior da faixa-alvo para cada indicador foram calculados a partir dos percentis de 25% e 75%, respectivamente, tomando como referência os registros do período pré-impacto. A alteração hidrológica é calculada por este método (RVA) segundo Eq. 1:

$$RVA = \frac{O - E}{E} \times 100$$

1

em que  $O$  é o número de observações do período pós-impacto que alcançaram a faixa-alvo e  $E$  é o número de observações do período pré-impacto que alcançaram a faixa-alvo. A alteração hidrológica é igual a zero quando o número de observações que alcançaram a faixa-alvo é o mesmo para ambos os períodos; o resultado positivo indica que o número de observações que alcançaram a faixa-alvo foi superior no período pós-impacto; e o resultado negativo indica que o número de observações que alcançaram a faixa-alvo foi superior no período pré-impacto. A alteração hidrológica foi classificada para o módulo do valor do RVA, sendo pouca ou nenhuma para  $|RVA| \leq 33\%$ , moderada para  $|RVA|$  entre 34% e 67% e elevada para  $|RVA| \geq 68\%$ .

### 2.3.2 Efeitos do regime hidrológico sobre as comunidades de organismos aquáticos

Objetivando avaliar as respostas ecológicas frente a mudanças nas componentes do regime fluvial, variáveis limnológicas de qualidade de água, de sedimentos e comunidades de macroinvertebrados aquáticos e peixes foram monitoradas em oito campanhas de amostragens em 2010 e 2011 (Figura 3). Para monitoramento de alterações no regime fluvial, foram avaliados os efeitos de quatro componentes do regime hidrológico: (i) magnitude da vazão; (ii) frequência de picos de vazão;

(iii) duração de vazões com valor fixo e flutuante; e (iv) taxa de mudança nas condições da vazão. Os efeitos de temporalidade não foram avaliados devido à duração de dois anos do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203.

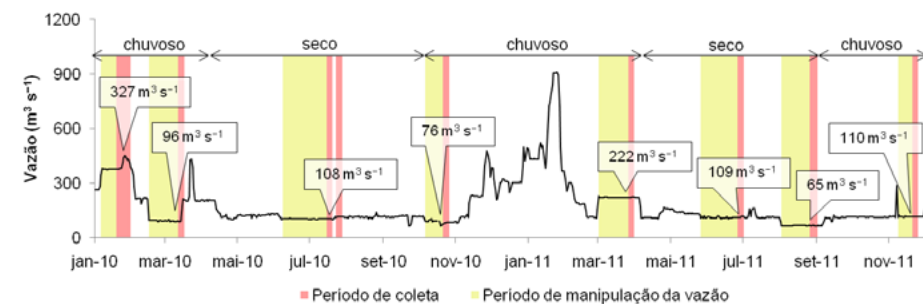


FIGURA 3 – Vazões defluentes da UHE Itutinga durante os dois anos do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 (2010 e 2011) indicando todos os períodos de coleta de dados e de manipulação de vazão - Fonte: Os autores (2020).

Assim, a cada experimento de manipulação, a vazão a jusante do reservatório foi mantida constante por 34 dias consecutivos, em valores entre 80% e 100% da vazão média mensal de longo termo para a região. Após alguns dias de coleta sob vazão constante, foram iniciadas flutuações diárias na vazão nos horários de maior demanda energética, das 18 às 22 horas, simulando uma operação que não é tradicionalmente executada na UHE Itutinga. Por questões operacionais da UHE Itutinga, o aumento na vazão defluente da usina foi realizado de forma gradual, e não abruptamente. Às 17 horas iniciava-se o aumento da vazão por meio da abertura da comporta do vertedouro, sendo a vazão máxima atingida por volta das 18h30. O processo inverso, de redução de vazão, era iniciado a partir das 21 horas, retornando ao valor de descarga inicial por volta das 23 horas. No período de chuvas, os valores de vazão vertidos (incrementos de vazão) pela UHE Itutinga variaram de  $327 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a  $76 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  e, na estação de seca, de  $109 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  a  $65 \text{ m}^3 \text{ s}^{-1}$  (Figura 3). Essas vazões, autorizadas pelo ONS a serem operadas pela UHE Itutinga, apresentaram uma pequena variação em relação às planejadas no início do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, uma vez que ocorreram eventos extremos de chuva e seca.

### 2.3.3 Variáveis limnológicas, de sedimento e diversidade de habitats

As seguintes variáveis físicas e químicas da água foram mensuradas *in situ* em cada campanha de amostragem (Figura 4): temperatura da água (°C), pH, condutividade elétrica ( $\mu\text{Scm}^{-1}$ ), resistividade elétrica ( $\text{K}\Omega\text{cm}^{-1}$ ), turbidez (UNT), potencial de oxirredução (mV), sólidos totais dissolvidos ( $\text{mgL}^{-1}$ ) e alcalinidade total ( $\mu\text{Eq L}^{-1}\text{CO}_2$ ). A concentração de oxigênio dissolvido ( $\text{mgL}^{-1}$  e % de saturação) foi determinada pelo método de Winkler (1888). A alcalinidade total ( $\mu\text{EqL}^{-1}\text{CO}_2$ ) foi determinada pelo método de Gran, modificado por Carmouze (1994). As concentrações de fósforo total e nitrogênio total foram determinadas segundo metodologias descritas em APHA (2005).



FIGURA 4 – Determinação de variáveis físicas e químicas na coluna d'água *in situ* (A), fixação de amostras de água para determinação de oxigênio dissolvido (B), mensuração em laboratório montado no local (C) e (D) - Fonte: Os autores (2020).

A classificação da composição granulométrica e teores de matéria orgânica dos sedimentos foi realizada após amostragens com uma draga de Petersen, ao longo de seis dias em cada campanha. A determinação da composição granulométrica foi processada segundo Suguio (1973), modificado por Callisto e Esteves (1996). Para a determinação dos teores de matéria orgânica dos sedimentos, a amostra foi processada por meio do método de gravimetria em forno mufla a 550 °C durante quatro horas.

Baseado na análise granulométrica do sedimento, as coletas em campo foram realizadas em três habitats: remanso (P1 na Figura 1), trecho sem correnteza apreciável; praia (P2 na Figura 1), margem do curso hídrico encoberta por areia e banhada pela água; e corredeira (P3 na Figura 1), trecho do rio em que o escoamento da água apresenta maior velocidade e turbulência. Cada habitat foi amostrado em uma área aproximada de 200 m<sup>2</sup> (TUPINAMBÁS *et al.* 2014; 2016).

Para a avaliação das condições ambientais nos pontos amostrais foi utilizado o Protocolo de Avaliação Rápida das Condições Ecológicas e da Diversidade de Habitats em Trechos de Bacias Hidrográficas, que busca avaliar não só o ambiente aquático, mas também o uso e a ocupação da terra no entorno do curso d'água (CALLISTO *et al.*, 2002). O protocolo atribui pontuação a um conjunto de parâmetros que reflete o nível de preservação das condições ecológicas do trecho em estudo. Em sua aplicação foram avaliados 22 parâmetros categóricos, pontuados entre 0 (pior condição) e 4 ou 5 (melhor condição). Os parâmetros envolvem a avaliação de: (i) estabilidade das margens e influência humana, mediante a presença de vegetação natural, composição e manutenção de mata ciliar, presença de lixo e modificação do odor; (ii) homogeneização do leito, por meio da avaliação de assoreamento, disponibilidade de habitats, alterações no canal natural e características gerais do regime de vazões do rio. Um valor final da aplicação do protocolo é obtido a partir do somatório dos valores atribuídos a cada parâmetro independentemente. As pontuações finais refletem o nível de preservação das condições ecológicas dos trechos de bacia estudados: de 0 a 40 pontos representam trechos impactados; de 41 a 60 pontos representam trechos alterados; e acima de 60 pontos, trechos naturais (Figura 5).

	Ponto 3 NATURAL	Ponto 2 ALTERADO	Ponto 1 IMPACTADO
Parâmetro	4 Pontos	2 Pontos	0 Pontos
Erosão próxima e/ou nas margens do rio e assoreamento em seu leito	AUSENTE	MODERADA	ACENTUADA
Tipo de fundo	PEDRA / CASCALHO	LAMA / AREIA	CIMENTO / CANALIZADO

FIGURA 5 – Exemplos de parâmetros avaliados a partir do protocolo de avaliação rápida das condições ecológicas e da diversidade de habitats em trechos de bacias hidrográficas, categorizados como: melhores condições (4 pontos); condições moderadas (2 pontos) e piores condições (0 pontos) - Fonte: Os autores (2020).

### 2.3.4 Caracterização da comunidade de macroinvertebrados bentônicos

Para caracterização da composição da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, quatro amostras quantitativas de sedimento foram coletadas em cada ponto amostral, em cada campanha de amostragens. As amostras foram lavadas sobre peneiras (> 0,25 mm) e triadas em bandejas transluminadas. A identificação dos organismos bentônicos foi realizada em lupa Zeiss, com o auxílio de chaves de identificação (PÉREZ, 1988; MERRITT; CUMMINS; BERG; 2008; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010), até o menor nível taxonômico possível (família).

Para avaliar a estrutura das comunidades de macroinvertebrados bentônicos foram calculados os índices de diversidade de Shannon-Wiener e equitabilidade de Pielou (MAGURRAN, 2004); estimadas a densidade de organismos (indivíduos/m<sup>2</sup>), a dominância de ocorrência (% de indivíduos/m<sup>2</sup>) e a riqueza taxonômica mediante o número total de táxons encontrados por amostra (Figura 6). Os macroinvertebrados bentônicos identificados foram depositados na Coleção de Referência de Macroinvertebrados Bentônicos do ICB – UFMG, segundo França e Callisto (2007).



FIGURA 6 – Amostragem de sedimento para determinação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos: coleta local com draga de Petersen (A) e detalhe da área do sedimento amostrado pela draga (B) - Fonte: Os autores (2020).

Também foram realizados estudos de *drift* de macroinvertebrados bentônicos, que consiste na amostragem de invertebrados à deriva na coluna d'água, rio abaixo. Foram realizadas amostragens contínuas nos últimos quatro dias dos períodos de vazão constante e, sob o efeito dos picos de vazão diários, foram realizados mais quatro dias de amostragens (Figura 7).

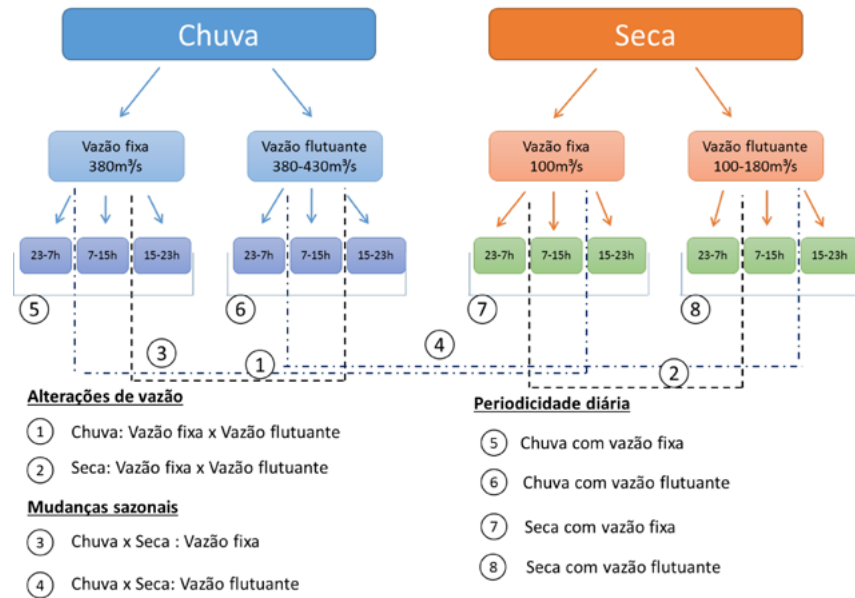


FIGURA 7 – Delineamento para amostragem de invertebrados à deriva na coluna d'água durante experimentos de manipulação hidrológica na UHE Itutinga - Fonte: Os autores (2020).

As amostras de *drift* foram coletadas utilizando cinco redes (40 x 40 cm de abertura e malha de 250 µm), parcialmente submersas (60%) na coluna d'água a cerca de 50 cm do sedimento, dispostas em locais com escoamento constante (ou seja, sempre com água corrente). As redes foram fixadas no substrato com o uso de vergalhões de aço e permaneceram no local 24h por dia, com amostragens individuais a cada 8 horas (23-7h, 7-15h, 15-23h), totalizando 72 amostras de *drift* por campanha (Figura 8). O material retido nas redes foi coletado, lavado em campo sobre peneira com malha de 250 µm, acondicionado em frascos e fixado em álcool 70%. No laboratório, as amostras foram triadas sobre bandejas transluminadas e os organismos identificados até o nível taxonômico de família, segundo bibliografia adequada (PÉREZ, 1988; MERRITT; CUMMINS; BERG; 2008; MUGNAI; NESSIMIAN; BAPTISTA, 2010). Não foram considerados os invertebrados terrestres eventualmente presentes nas amostras.

A velocidade média nas redes de *drift* ( $m \cdot s^{-1}$ ) foi mensurada com um fluxômetro *Global Flow Probe* no início e no final da coleta do material retido em cada rede de *drift*, em intervalos de 8 horas. A vazão ( $m^3 \cdot s^{-1}$ ) foi calculada multiplicando a área da rede submersa e a velocidade média da água. Multiplicando-se esse valor pelo tempo de amostragem, foi possível calcular o volume total de água filtrada em cada rede ( $m^3$ ) e, então, a densidade de invertebrados por amostra ( $ind/m^3$ ) (CALLISTO; GOULART, 2005). As densidades de organismos no *drift* foram registradas como o número de invertebrados por 100  $m^3$  de água filtrada (ALLAN; RUSSEK, 1985).



FIGURA 8 – Montagem e fixação das redes de *drift* (A-D) na margem direita do Rio Grande, a jusante da UHE Itutinga; procedimento de coleta dos macroinvertebrados retidos nas redes de *drift* (E-F) - Fonte: Os autores (2020).

### 2.3.5 Caracterização da comunidade de peixes

A amostragem da ictiofauna foi realizada empregando-se redes de espera, tarrafas, peneiras e redes de arrasto (Figura 9 e Figura 10). Ao longo de 14 dias de amostragem, os peixes foram capturados com dois conjuntos de redes de emalhar (malhas entre 2,4 e 16 cm entre nós opostos). As redes (com 10 m de comprimento e aproximadamente 1,6 m de altura) foram vistoriadas a cada 12 horas: às 6h e às 18h. Foram também realizados três arrastos (rede com 6 m de largura e 1,5 m de altura) diários, às 6h, 14h e 22h, cobrindo sempre a mesma área litorânea do rio.



FIGURA 9 – Utilização da rede de emalhar para captura de peixes no Rio Grande (A-B) - Fonte: Os autores (2020).



FIGURA 10 – Utilização da rede de arrasto para captura de peixes em região marginal do Rio Grande durante o período diurno - Fonte: Os autores (2020).

Todos os peixes coletados foram anestesiados em solução de água e eugenol, em seguida fixados em formalina a 10% e conservados em álcool 70%. Os exemplares foram triados, identificados até o menor nível taxonômico possível, quantificados e determinados as massas corpóreas e comprimentos total e padrão (Figura 11). Material testemunho foi depositado na Coleção de Ictiologia da Universidade Federal de Lavras (CI-UFLA).

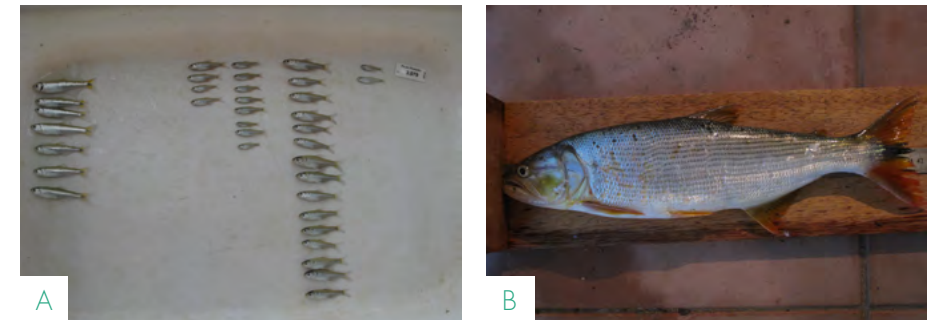


FIGURA 11 – Triagem e identificação dos peixes coletados no Rio Grande (A); medição de um exemplar de dourado (*Salminus brasiliensis*) coletado no Rio Grande (B) - Fonte: Os autores (2020).

Por meio da Captura por Unidade de Esforço (CPUE), foi possível estimar a abundância (em número – n) e biomassa (em peso – b) dos peixes capturados nas redes de emalhar (Eq. 2) e arrasto (Eq. 3):

$$CPUE_{n,b \text{ rede}} = \left( \frac{n \text{ ou } b}{100 \text{ m}^2 \text{ rede}} \right) / 24 \text{ horas} \quad 2$$

$$CPUE_{n,b \text{ arrasto}} = \left( \frac{n \text{ ou } b}{14 \text{ m}^2 \text{ rede}} \right) \quad 3$$

As CPUEs foram agrupadas por categorias funcionais a fim de avaliar a influência das vazões sobre determinados grupos de espécies com mesmo hábitat ou comportamento: peixes migradores (realizam movimentos migratórios para reprodução) e não migradores, peixes reofílicos (que vivem em ambientes de corredeira) e aqueles típicos de ambientes lênticos. Usando o teste T (para amostras independentes), a riqueza de espécies, a CPUE<sub>n</sub> e CPUE<sub>b</sub> foram comparadas entre as estações seca e chuvosa e entre os períodos com e sem flutuações, para cada grupo funcional. Os parâmetros não considerados normais no teste de Shapiro-Wilk (valores superiores a 0,05) foram transformados em raiz quadrada ou logaritmo (LEGENDRE; LEGENDRE, 1998).

A partir da análise de nMDS utilizando o índice de Bray-Curtis, foi avaliada a similaridade das comunidades de peixes nas diferentes condições de vazão. A comparação dos efeitos da flutuação da vazão sobre os peixes foi avaliada utilizando o teste estatístico não paramétrico ANOSIM, sendo que a contribuição de cada espécie foi calculada pelo método SIMPER. Todas as análises foram realizadas de forma separada para os dois tipos de artefato de pesca, utilizando os softwares Primer (versão 6) e Statistica (versão 8.0). Para padronização do esforço de pesca visando comparar a comunidade antes e durante a flutuação de vazão, foram considerados, em cada período, apenas 5 dias de amostragem, ou seja, 5 dias de vazão constante e 5 dias de vazão flutuante.

Alguns indivíduos de cada espécie foram escolhidos aleatoriamente para dissecação e análise do conteúdo estomacal (Figura 12), com posterior caracterização da dieta por meio do Índice Alimentar (KAWAKAMI; VAZZOLER, 1980). Esse índice relaciona a frequência de ocorrência e o peso relativo de cada item:

$$IA_i = \frac{(F_i \cdot P_i)}{\sum_{i=1}^n F_i \cdot P_i} \quad 4$$

em que  $IA_i$  é o índice alimentar do item  $i$ ,  $F_i$  é o número de vezes em que o item  $i$  ocorreu, dividido pelo número total de estômagos com alimento e  $P_i$  é o somatório do peso do item  $i$ , dividido pelo somatório do peso de todos os itens.

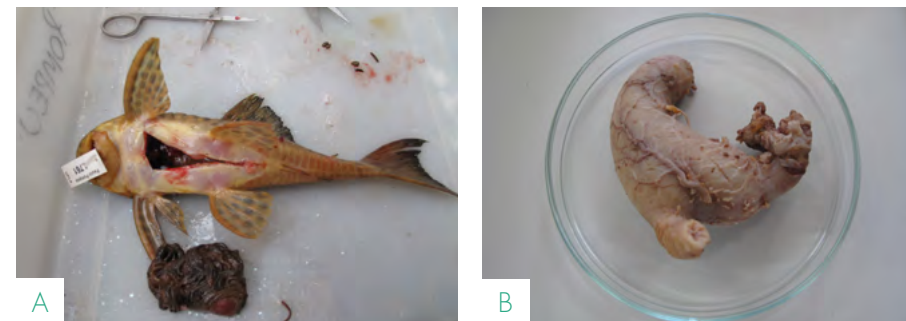


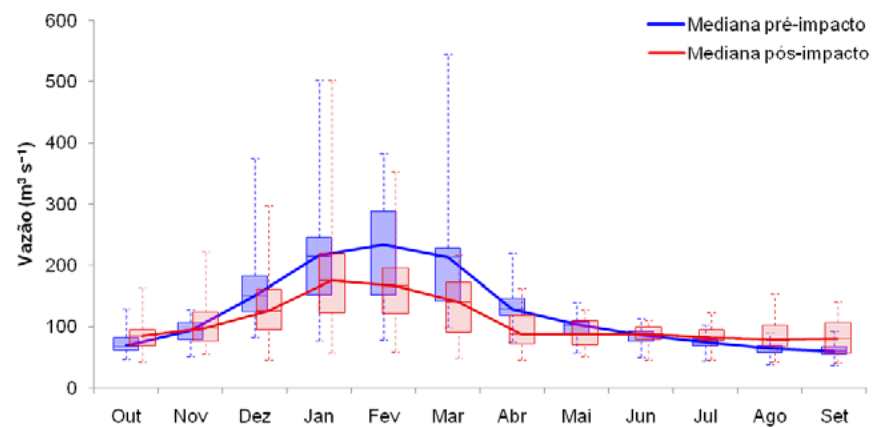
FIGURA 12 – Vista de um exemplar de cascudo *Hypostomus* sp. dissecado para a retirada do estômago (A) e detalhe de um estômago antes da análise do conteúdo (B) - Fonte: Os autores (2020).

A dieta das espécies de cada guilda alimentar foi comparada entre as diferentes condições ambientais (de chuva e seca, com vazão constante e flutuando diariamente) a partir da análise multivariada nMDS, utilizando o Índice de Bray-Curtis. A similaridade entre os grupos foi testada por meio do teste estatístico não paramétrico ANOSIM, sendo que a contribuição de cada item alimentar para esta diferenciação foi calculada pelo método SIMPER. A análise da dieta foi baseada nos dados de conteúdo estomacal obtidos durante os dias de vazão constante e de flutuação de vazão.

## 2.4 RESULTADOS

O método IHA refletiu a regularização do regime hidrológico após a construção e operação da usina hidrelétrica, com redução dos valores máximos de inundação e aumento dos fluxos no período seco. Para melhor ilustrar as mudanças produzidas, é apresentado o valor comparativo dos regimes natural e pós-impacto (mediana, percentis 25% e 75%, mínimo e máximo mensal) (Figura 13). Nove indicadores apresentaram alteração elevada, superior a 68%, de acordo com a metodologia RVA (Tabela 3). A alteração hidrológica foi indicada como porcentagem, onde valores próximos a 100% indicam alterações mais significativas; o sinal negativo indica uma redução na frequência de registros (para uma determinada variável) dentro da faixa de variabilidade definida no regime natural (pré-impacto).





**FIGURA 13** – Regime hidrológico a jusante da UHE Itutinga durante os períodos pré-impacto (azul) e pós-impacto (vermelho). O diagrama de caixa representa os valores mensais mínimo, máximo e percentis 25% e 75% de cada série - Fonte: Os autores (2020).

**TABELA 3** – Indicadores de Alteração Hidrológica (com alteração superior a  $\pm 50\%$ ) para o trecho a jusante da UHE Itutinga, indicando a mediana e coeficiente de dispersão para os períodos pré-impacto e pós-impacto, a faixa de variabilidade no regime pré-impacto e a porcentagem de alteração hidrológica (análise não paramétrica) - Fonte: Os autores (2020).

	PERÍODO PRÉ-IMPACTO 1934-1954 (21 ANOS)	PERÍODO PÓS-IMPACTO 1990-2011 (22 ANOS)	FAIXA DE VARIABILIDADE (RVA)	ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA (%)
<b>Magnitude das vazões mensais</b>				
Outubro	68 (0,30)	89 (0,31)	62–74	–89%
Abril	129 (0,22)	92 (0,52)	119–144	–59%
Julho	75 (0,13)	85 (0,22)	70–79	–59%
Agosto	64 (0,16)	83 (0,42)	64–67	–88%
Setembro	60 (0,20)	84 (0,61)	57–64	–88%

**TABELA 3** – Continuação

	PERÍODO PRÉ-IMPACTO 1934-1954 (21 ANOS)	PERÍODO PÓS-IMPACTO 1990-2011 (22 ANOS)	FAIXA DE VARIABILIDADE (RVA)	ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA (%)
<b>Magnitude e duração das vazões extremas</b>				
Vazão mínima anual	50 (0,16)	45 (0,34)	47–54	–58%
Vazão mínima com duração de 30 dias	56 (0,15)	63 (0,35)	55–61	–59%
Vazão mínima com duração de 90 dias	67 (0,10)	78 (0,16)	66–69	–100%
Vazão máxima com duração de 3 dias	486 (0,24)	373 (0,82)	425–494	–59%
Vazão máxima com duração de 7 dias	432 (0,20)	324 (0,91)	395–456	–73%
Vazão máxima com duração de 30 dias	303 (0,36)	234 (0,84)	282–358	–59%
<b>Dia em que ocorrem vazões extremas</b>				
Dia da vazão mínima anual	274 (0,10)	215 (0,40)	272–282	–88%
<b>Frequência dos pulsos de vazão</b>				
Frequência de pulsos baixos por ano	4 (0,90)	11 (0,90)	3–5	–91%
Duração média dos pulsos baixos por ano	7 (2,30)	2 (1,00)	6–17	–88%
Duração média dos pulsos altos por ano	4 (0,60)	5 (0,90)	3–5	–52%

TABELA 3 – Continuação

	PERÍODO PRÉ-IMPACTO 1934-1954 (21 ANOS)	PERÍODO PÓS-IMPACTO 1990-2011 (22 ANOS)	FAIXA DE VARIABILIDADE (RVA)	ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA (%)
<b>Taxa de mudança das condições hidrológicas</b>				
Duração média das flutuações positivas	10 (0,74)	5 (0,67)	8–13	–52%
Frequência de flutuações positivas e negativas	82 (0,12)	187 (0,10)	79–86	–100%

## 2.5 DISCUSSÃO

A metodologia IHA e o RVA permitiram quantificar o impacto da operação da UHE Itutinga sobre o regime hidrológico no Rio Grande, no trecho a jusante. A regularização sazonal das vazões, usualmente minimizada em usinas que operam a fio d'água, afetou diretamente todas as componentes do regime (magnitude, duração, dia de ocorrência, frequência e taxa de mudança), que apresentaram ao menos um indicador com elevado grau de alteração.

As alterações na magnitude das vazões foram similares às descritas para outros cursos d'água regulados por barramentos, caracterizados pela menor variabilidade intra-anual e menor vazão média anual, como no Rio Matawin (Canadá; FORTIER *et al.*, 2011), no Rio Segura (Espanha; BELMAR *et al.*, 2010) e no Rio São Francisco (Brasil; SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012). Essas alterações podem ter implicado nas condições hidromorfológicas do canal e no transporte de sedimentos.

As vazões mínimas com duração de 30 e 90 dias apresentaram maior magnitude durante o período pós-impacto e as vazões máximas com duração de 3, 7 e 30 dias foram reduzidas com a operação da usina. Esses indicadores também foram impactados por barramentos no Rio Colorado (Estados Unidos; RICHTER *et al.*, 1998) e no Rio Amarelo (China; YANG *et al.*, 2008). As possíveis consequências podem estar relacionadas à menor troca de nutrientes entre o rio e sua planície de inundação devido à menor magnitude dos eventos extremos. O dia com vazão mínima anual não mais ocorre predominantemente no período seco. Elevada alteração neste indicador

também foi reportada para o Rio Gunnison (Estados Unidos; RICHTER *et al.*, 1998). São previstos efeitos sobre os ciclos de vida dos organismos aquáticos, como alterações na desova de espécies migratórias de peixes.

A maior ocorrência de pulsos baixos associada à sua menor duração foi verificada em rio temperado (Rio Roanoke, Estados Unidos; RICHTER *et al.*, 1996) e em rio tropical. Nesse caso, a cascata de reservatórios no trecho baixo do Rio São Francisco afetou as cheias fluviais e a duração dos pulsos foi significativamente diferente após a implantação das barragens (SANTOS; POMPEU; KENJI, 2012). As alterações nos pulsos baixos e na duração média das flutuações positivas podem afetar a disponibilidade de habitats e as planícies de inundação.

## 2.6 CONCLUSÕES

O presente estudo empregou análise comparativa do regime hidrológico entre os períodos anterior e posterior à construção da UHE Itutinga e constatou a alteração hidrológica no trecho a jusante do reservatório. Os resultados evidenciaram a regularização da magnitude das vazões mensais associada à elevação das vazões mínimas e à redução das vazões máximas. Por sua vez, isso implicou diretamente na redução da variabilidade intra-anual e na alteração do padrão do dia em que ocorre a vazão mínima anual. Profundas alterações foram verificadas na magnitude das vazões de agosto a outubro, na magnitude da vazão mínima com duração de 90 dias, na magnitude da vazão máxima com duração de 7 dias, no dia em que ocorre a vazão mínima anual, na frequência e duração média dos pulsos baixos e na frequência de flutuações positivas e negativas. A quantificação das alterações hidrológicas forneceu subsídios para a aplicação prática de critérios ecológicos no desenvolvimento do hidrograma ambiental, que será abordado no Capítulo 5.

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio nas atividades em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e à Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro Sul (AG/CS), Companhia Energética de Minas Gerais (Cemig) pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte aos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos a Yuri Caldeira pela revisão e sugestões. MC é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303380/2015-2) e pesquisador mineiro (FAPEMIG PPM 00104-18). DMPC é bolsista pós-doc Aneel-Cemig P&D GT-611 e JSF é bolsista PCI/INMA-MCTI/CNPq. PSP é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303548/2017-7).

## REFERÊNCIAS

- AGOSTINHO, A. A.; GOMES, L. C.; PELICICE, F. M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007.
- ALLAN, J. D.; RUSSEK, E. The quantification of stream drift. **Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences**, v. 42, p. 210-215, 1985.
- BELMAR, Ó.; VELASCO, J.; MARTÍNEZ-CAPEL, F.; MARÍN, A. A. Natural flow regime, degree of alteration and environmental flows in the Mula stream (Segura River basin, SE Spain). **Limnetica**, v. 29, n. 2, p. 353-368, 2010.
- CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Composição granulométrica do sedimento de um lago impactado por rejeito de bauxita em um lago natural (Pará, Brasil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 8, p. 115-126, 1996.
- CALLISTO, M.; FERREIRA, W.; MORENO, P.; GOULART, M. D. C.; PETRUCIO, M. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 14, n. 1, p. 91-98, 2002.
- CALLISTO, M.; GOULART, M. Invertebrate drift along a longitudinal gradient in a Neotropical stream in Serra do Cipó National Park, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 539, n. 1, p. 47-56, 2005. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-004-3245-4>
- CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas**. São Paulo: Edgar Blücher/Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1994.
- COMPANHIA ENERGÉTICA DE MINAS GERAIS (Cemig). **Usinas hidrelétricas**. 2016.
- CENTRO DE PREVISÃO DE TEMPO E ESTUDOS CLIMÁTICOS (CPTEC). **Ocorrência de El Niño**. 2014.

EMPRESA DE PESQUISA ENERGÉTICA (EPE), **Balço Energético Nacional 2019: Ano base 2018**. Rio de Janeiro: EPE, 2019

FORTIER, C.; ASSANI, A. A.; MESFIOUI, M.; ROY, A. G. Comparison of the interannual and interdecadal variability of heavy flood characteristics upstream and downstream from dams in inversed hydrologic regime: case study of Matawin river (Québec, Canada). **River Research and Applications**, v. 27, n. 10, p. 1.277-1.289, 2011. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.1423>

FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, n. 1, p. 3-10, 2007.

GARREAUD, R. D.; VUILLE, M.; COMPAGNUCCI, R.; MARENGO, J. Present-day South American climate. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v. 281, n. 3-4, p. 180-195, 2009. Disponível em: <https://doi.org/10.1016/j.palaeo.2007.10.032>

GENZ, F.; LUZ, L. D. Distinguishing the effects of climate on discharge in a tropical river highly impacted by large dams. **Hydrological Sciences Journal**, v. 57, n. 5, p. 1.020-1.034, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/02626667.2012.690880>

INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM). **Monitoramento da qualidade das águas superficiais na bacia do rio Grande em 2009**. Belo Horizonte: IGAM, 2010.

INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA (INMET). **Normais climatológicas do Brasil 1981-2010**. Brasília, DF: INMET, 2019.

JONES, N. E. The dual nature of hydropeaking rivers: is ecopeaking possible? **River Research and Applications**, v. 30, n. 4, p. 521-526, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.2653>

KAWAKAMI, E.; VAZZOLER, G. Método gráfico e estimativa de índice alimentar aplicado no estudo de alimentação de peixes. **Boletim do Instituto Oceanográfico**, v. 29, n. 2, p. 205-207, 1980. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0373-55241980000200043>

KENNARD, M. J.; MACKAY, S. J.; PUSEY, B. J.; OLDEN, J. D.; MARSH, N. Quantifying uncertainty in estimation of hydrologic metrics for ecohydrological studies. **River Research and Applications**, v. 26, n. 2, p. 137-156, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.1249>

KÖPPEN, W. **Climatologia**: con un estudio de los climas de la tierra. 1948.

LEGENDRE, P.; LEGENDRE, L. **Numerical ecology**. 2. ed. Amsterdam: Elsevier, 1998.

MAGURRAN, A. E. **Measuring biological diversity**. Oxford, UK: Wiley-Blackwell, 2004.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W.; BERG, M. B. **An Introduction to the Aquatic Insects of North America**. 4th ed. Dubuque: Kendall Hunt Publishing, 2008

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.

PÉREZ, G. R. **Guía para el estudio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia**. Facultad de Ciencias Exactas y Naturales, Centro de Investigaciones, CIEN, Universidad de Antioquia, 1988.

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ... WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1.163-1.174, 1996. Disponível em: <https://www.conservationgateway.org/Documents/1996.pdf>

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 14, n. 4, p. 329-340, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199807/08\)14:4%3C329::AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4%3C329::AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E)

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D. P. How much water does a river need? **Freshwater Biology**, v. 37, n. 1, p. 231-249, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2427.1997.00153.x>

RICHTER, B. D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D. L.; WIGINGTON, R. Ecologically sustainable water management: managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, v. 13, n. 1, p. 206-224, 2003. Disponível em: [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2003\)013\[0206:ESWMMR\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2003)013[0206:ESWMMR]2.0.CO;2)

SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; KENJI, D. O. L. Changes in the flood regime of São Francisco River (Brazil) from 1940 to 2006. **Regional Environmental Change**, v. 12, n. 1, p. 123-132, 2012. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10113-011-0240-y>

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blücher, 1973.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 397-441, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.736>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; HUGHES, S. J.; VARANDAS, S. G.; CALLISTO, M. Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river. **Ecohydrology**, v. 9, n. 3, p. 460-471, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1649>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; VARANDAS, S. G.; HUGHES, S. J.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. **Ecohydrology**, v. 7, n. 2, p. 828-842, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1406>

WINKLER, L. W. Die bestimmung des in wasser gelösten sauerstoffes. *Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft*, v. 21, n. 2, p. 2843-2854, 1888.

YANG, T.; ZHANG, Q.; CHEN, Y. D.; TAO, X.; XU, C.; CHEN, X. A spatial assessment of hydrologic alteration caused by dam construction in the middle and lower Yellow River, China. **Hydrological Processes**, v. 22, n. 18, p. 3.829-3.843, 2008. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/hyp.6993>

# SÉRIE PEIXE VIVO

## ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

### CAPÍTULO 3

## EFEITOS ECOLÓGICOS SOBRE INVERTEBRADOS AQUÁTICOS BIOINDICADORES

CALLISTO, M.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S. Efeitos ecológicos sobre invertebrados aquáticos bioindicadores. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 71-88 (Série Peixe Vivo, 8). DOI: 10.5935/VIII.2020CAP.003.

### 3.1 INTRODUÇÃO

A ocupação humana em bacias hidrográficas de grandes rios tem levado à deterioração da qualidade de água, limitando a quantidade e disponibilidade de recursos hídricos para múltiplos usos humanos, além de diminuir as oportunidades para ocupação por espécies silvestres. Os conflitos gerados pelo embate entre o crescimento demográfico e econômico de populações humanas *versus* a conservação de ecossistemas aquáticos é um desafio no Antropoceno. Efeitos da degradação de qualidade ecológica ligados à eutrofização, ao assoreamento, à introdução de espécies exóticas, à fragmentação de contínuos fluviais e às alterações em regimes de vazões figuram entre os principais impactos de atividades humanas sobre os ecossistemas aquáticos continentais (REID *et al.*, 2019).

Comunidades de macroinvertebrados bentônicos são excelentes indicadores de qualidade de água e têm sido frequentemente utilizadas em avaliações de qualidade ambiental devido à sua sensibilidade a mudanças ambientais em função de ações antropogênicas, facilidade de amostragem e amplo espectro de respostas ecológicas. Os macroinvertebrados bentônicos vivem associados a substratos orgânicos e inorgânicos no fundo de ecossistemas aquáticos. São importantes elementos em cadeias alimentares e cadeias de detritos, convertendo algas epibênticas (produtores primários) e detritos foliares em tecido animal, disponível para ser consumido por outros invertebrados e peixes. Ações antrópicas como poluição e modificações nos regimes de vazões alteram toda a dinâmica natural em bacias hidrográficas, afetando a estrutura de habitats e disponibilidade de recursos, e conseqüentemente, as comunidades aquáticas (CALLISTO *et al.*, 2019). Assim, a composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos refletem a qualidade física, química e biológica de ecossistemas aquáticos e são importantes componentes nos metaecossistemas ripários. Esses metaecossistemas, considerados Áreas de Preservação Permanente segundo o Novo Código Florestal Brasileiro (BRASIL, 2012), oferecem bens e serviços ecossistêmicos e são fundamentais para a conservação de qualidade de água e biodiversidade de espécies de anfíbios, aves, mamíferos e de plantas (CALLISTO *et al.*, 2019).

Alterações no regime fluvial natural devido ao represamento e regularização de rios afetam a composição e estrutura de comunidades de macroinvertebrados bentônicos (por exemplo, diversidade taxonômica, abundância relativa de famílias e ordens de invertebrados, riqueza e densidade de organismos), assim como seus atributos funcionais (= *traits*) (TUPINAMBÁS *et al.*, 2016). Esses atributos descrevem características biológicas (por exemplo, tamanho de corpo, estágios e duração de ciclos de vida, mecanismos de dispersão, hábitos alimentares,

características reprodutivas, características respiratórias, modo de locomoção) e ecológicas (por exemplo, padrões de distribuição, preferências por tipos de substratos, velocidade de escoamento e características tróficas) de um organismo e definem sua relação com fatores ambientais bióticos e abióticos em um dado habitat, rio, planície de inundação ou bacia hidrográfica. Essas abordagens possibilitam um entendimento dos processos seletivos que ligam as espécies ao seu ambiente e são importantes ferramentas que permitem avaliar como alterações no regime fluvial, causadas por regulação das águas de um rio, podem afetar a dinâmica do ecossistema e sua biodiversidade.

Alguns insetos e outros invertebrados são naturalmente transportados pela água de montante para jusante em um fenômeno chamado de deriva de macroinvertebrados (*drift*). O movimento de deriva é uma importante estratégia comportamental de organismos que habitam o fundo de ecossistemas aquáticos continentais. A entrada dos invertebrados na coluna d'água pode ser ativa ou passiva, sendo resultado de diversos fatores, incluindo o deslocamento acidental do substrato de fundo, interações com outros invertebrados e predadores, mudanças na qualidade de água (incluindo pressão, temperatura, turbidez), vazão e velocidade de escoamento (CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013a). Variações sazonais de invertebrados em *drift* podem resultar ainda em mudanças na densidade de comunidades bentônicas, ciclo de vida de alguns grupos semiaquáticos (por exemplo, Ephemeroptera, Plecoptera, Trichoptera, Diptera, Megaloptera), e mudanças na temperatura e vazão. As variações diárias de invertebrados em *drift*, em geral, são relacionados à presença de predadores e ritmo circadiano dos diferentes grupos de invertebrados.

A construção de barramentos hidrelétricos e o represamento de rios são responsáveis pela alteração hidrológica de mais da metade dos grandes rios no planeta (WORLD COMMISSION ON DAMS, 2000). Barramentos hidrelétricos fragmentam o contínuo fluvial, criando uma seção lântica artificial a montante e uma seção lótica a jusante, que pode estar sujeita a consideráveis flutuações temporais no fluxo e parâmetros de qualidade de água dependendo do regime de operação da barragem e do reservatório. A operação de barramentos hidrelétricos altera o regime natural dos rios e é caracterizada por diversos componentes, incluindo frequência, magnitude e duração de picos de vazão em períodos de cheia ou de seca, afetando as variações de vazão sazonais e intersazonais. Essas alterações no regime hidrológico natural afetam diretamente todos os componentes fluviais, incluindo os ecossistemas aquáticos em planícies de inundação de grandes rios, os metaecossistemas ripários, a qualidade de água, a morfologia do canal fluvial,

a retenção e transporte de sedimentos, a heterogeneidade e a disponibilidade de habitats. A redução da heterogeneidade de substratos reduz a diversidade de habitats disponíveis para os macroinvertebrados bentônicos, reduzindo suas abundâncias e diversidade. Por outro lado, flutuações naturais na vazão de rios aumenta a heterogeneidade de habitats, ajudando a manter a riqueza, diversidade e complexidade de comunidades bentônicas. Em conjunto, essas alterações influenciam a composição, estrutura e funcionamento de ecossistemas aquáticos.

A crescente necessidade de conciliar o desenvolvimento econômico com a conservação ambiental conduziu ao conceito de hidrograma ambiental, que se refere ao regime de vazões a jusante de barramentos hidrelétricos necessário para manter a qualidade de água, sustentabilidade da biodiversidade aquática, bens e serviços ecossistêmicos dos quais dependem as populações humanas (POFF *et al.*, 2010). A definição de hidrogramas ambientais em rios regulados por barramentos hidrelétricos deve refletir a variabilidade natural que ocorre na vazão do rio. Idealmente, dados históricos do regime de vazão dos ecossistemas aquáticos preexistentes (antes da construção do barramento) são necessários para o planejamento estratégico de novos barramentos, manutenção e gestão de empreendimentos existentes, com vistas à conservação de qualidade de água, habitats fluviais e ripários, biodiversidade aquática, bens e serviços ecossistêmicos. No entanto, a vazão regularizada pela operação de barramentos hidrelétricos não mantém os extremos sazonais naturais de vazões máximas e mínimas e a imprevisibilidade, levando à perda de biodiversidade aquática. Assim, alterações na vazão a jusante de barramentos hidrelétricos representam desafio à conservação e manejo de ecossistemas aquáticos por alterar os processos ecológicos naturais e condições biológicas.

No presente capítulo apresentamos uma síntese das metodologias e os principais resultados do monitoramento de comunidades de macroinvertebrados bentônicos a alterações de vazão a jusante da UHE Itutinga, durante o Projeto P&D GT-203. Duas abordagens, na forma de experimentos hidráulicos através de manipulações de vazões a jusante do barramento da UHE de Itutinga, foram desenvolvidas: i) analisar a influência de diferentes magnitudes de vazões preestabelecidas sobre a fauna aquática a jusante da UHE Itutinga, respondendo às seguintes perguntas: a manutenção de vazões inferiores ou superiores às médias históricas implica em modificações nas comunidades aquáticas? O efeito da modificação dessas vazões é diferente quando comparados os períodos de seca e chuvas? Qual fator exerce maior efeito sobre as comunidades: a sazonalidade ou a modificação nas vazões?; ii) analisar a influência de flutuações diárias de vazão

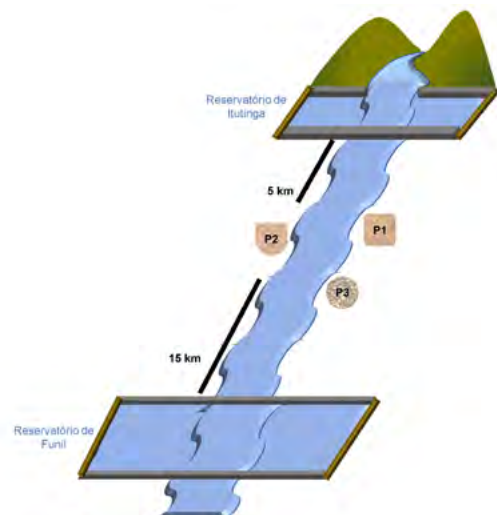
(simulando a operação em ponta de uma usina hidrelétrica) sobre as comunidades aquáticas, respondendo às seguintes perguntas: flutuações diárias de vazão provocam mudanças nas comunidades em termos de riqueza, abundância e biomassa? Essas mudanças ocorrem de maneira diferente no caudal do rio e na região litorânea? Os efeitos das flutuações são diferentes nos períodos de seca e chuvas?

Discutimos as consequências das manipulações de vazão sobre: i) qualidade de água; ii) composição e estrutura de comunidades bentônicas; iii) composição de invertebrados em *drift*; iv) invertebrados bentônicos como alimento da ictiofauna; v) utilização de dados biológicos na determinação do hidrograma ambiental.

### 3.2 MATERIAL E MÉTODOS

Foram avaliados os efeitos da variabilidade de vazão sobre as comunidades de macroinvertebrados sob dois regimes, alta e baixa vazão, durante os períodos de chuva e seca, cobrindo dois ciclos hidrológicos (2010-2011). Sedimentos e macroinvertebrados bentônicos foram coletados em três diferentes habitats (Figura 1). As amostras de invertebrados em *drift* foram coletadas utilizando cinco redes (40 x 40 cm de abertura e malha de 250 µm), parcialmente submersas (60%) na coluna d'água, dispostas em locais com fluxo de água constante (Figura 2). Para definir as vazões experimentais, foi adotado o procedimento descrito no item 2.2 do capítulo 2 deste livro. Foram selecionados e testados 37 *traits* biológicos e ecológicos dos macroinvertebrados bentônicos para os dois regimes de vazão durante os períodos de chuva e seca.

Procuramos avaliar aspectos fundamentais do regime hidrológico para a manutenção de habitats aquáticos e comunidades biológicas considerando as seguintes características: i) vazões de base no período chuvoso e no período seco; ii) cheias normais, que ocorrem quase todos os anos; iii) cheias extraordinárias, que não ocorrem todos os anos; iv) vazões mínimas extraordinárias; v) taxas de variação da vazão ao longo do tempo; vi) variabilidade interanual de todas as características anteriores (POSTEL; RICHTER, 2003).



**FIGURA 1** – Esquema da seção amostral a jusante da UHE Itutinga, com destaque para os três habitats amostrados (P1: remanso, predominância de areia muito fina; P2: praia, predominância de areia fina e média; P3: corredeira: predominância de areia muito grossa, cascalho e seixos) e as distâncias entre o trecho amostral e os respectivos reservatórios a montante e a jusante, Itutinga e Funil, respectivamente - Fonte: Os autores (2020).



**FIGURA 2** – Ilustração da metodologia utilizada para coleta de invertebrados em *drift* durante experimentos de manipulação de vazão a jusante da UHE Itutinga - Fonte: Os autores (2020).

Na Tabela 1 são apresentados os principais métodos utilizados no estudo ecológico das comunidades de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores das alterações de vazão a jusante da UHE Itutinga, Rio Grande, Minas Gerais.

VARIÁVEIS E PARÂMETROS	MÉTODOS
<p>Qualidade de água:</p> <p>i. temperatura (°C), pH, condutividade elétrica (<math>\mu\text{Scm}^{-1}</math>), resistividade elétrica (<math>\text{K}\Omega\text{cm}^{-1}</math>), turbidez (UNT), potencial de oxirredução (mV), sólidos totais dissolvidos (<math>\text{mgL}^{-1}</math>)</p> <p>ii. oxigênio dissolvido (<math>\text{mgL}^{-1}</math> e % de saturação)</p> <p>iii. alcalinidade total</p> <p>iv. Fósforo total (<math>\mu\text{gL}^{-1}</math>) e Nitrogênio total (<math>\text{mgL}^{-1}</math>)</p>	<p>i. Multiprobe YSI, model 6600</p> <p>ii. Winkler (1888)</p> <p>iii. método de Gran, modificado por Carmouze (1994)</p> <p>iv. APHA (2005)</p>
<p>Sedimento:</p> <p>i. granulometria</p> <p>ii. matéria orgânica</p>	<p>i. Suguio (1973), modificado por Callisto e Esteves (1996)</p> <p>ii. método de gravimetria em forno mufla a 550°C por quatro horas</p>
Comunidades de Macroinvertebrados Bentônicos	Draga de Petersen, peneiras 1,0, 0,5 e 0,25 mm
<i>Drift</i> de invertebrados	Redes de <i>drift</i> , 40 x 40 cm de abertura, 1 m de comprimento, 250 $\mu\text{m}$
Análise de estômagos de peixes bentófagos	Redes de espera (10 m x 1,6 m, 2,4 a 16 cm entre nós opostos) posicionadas nos 3 tipos de habitats, por 24 horas e inspecionadas entre 6h e 18h durante 6 dias consecutivos (N=36), nos períodos de seca e chuva em 2010 e 2011. N=16 <i>Eigenmannia virescens</i> (12-19 cm), N=15 <i>Iheringichthys labrosus</i> (5-14 cm), N=13 <i>Leporinus amblyrhynchus</i> (14-20 cm).

**TABELA 1** – Métodos utilizados para a mensuração de parâmetros físicos, químicos e biológicos - Fonte: Os autores (2020).



## 3.3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.3.1 Qualidade de água e sedimentos

Todos os parâmetros mensurados na coluna d'água foram significativamente diferentes entre os períodos de chuvas e seca, sendo alguns maiores no período de chuvas (temperatura, turbidez, N-total e P-total) e outros no período de seca (condutividade elétrica, oxigênio dissolvido e pH), mantendo-se dentro dos limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357/2005 para águas Classe 2 (BRASIL, 2005; CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013a; TUPINAMBÁS *et al.*, 2014).

Não foram encontradas diferenças significativas nos parâmetros físicos e químicos de qualidade de água comparando os momentos de vazão fixa e vazão flutuante no período de chuvas, mas houve diferença nos valores de pH entre os momentos de vazão fixa e flutuante no período de seca (CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013b).

Foram encontradas diferenças significativas entre os três habitats amostrados, quanto aos parâmetros de sedimento e protocolo de caracterização rápida de diversidade de habitats (TUPINAMBÁS *et al.*, 2014). Os resultados da aplicação deste último evidenciaram alterações nas áreas de entorno e no leito do rio, nos três habitats amostrados. As estações amostrais foram classificadas de alterada a bem preservada, variando de 57 (P01) a 77 (P03) pontos. Os parâmetros que representaram as principais alterações foram: a estabilidade das margens (pequenas áreas com erosão) e tipos de fundo (depósitos sedimentares), não tendo sido observadas alterações consideráveis ao longo dos anos de 2010 e 2011. Os valores de pH da água apresentaram-se próximos ao neutro, entre 6,21 e 7,74 (dentro dos limites Conama: entre 6 e 9). A condutividade elétrica e os teores de sólidos totais dissolvidos foram baixos, 11-18  $\mu\text{Scm}^{-1}$  e 7-14  $\mu\text{gL}^{-1}$ , respectivamente (referência STD Conama: 500  $\text{mgL}^{-1}$ ). A turbidez variou de 1,8 a 66,6 UTN (referência Conama: < 100 UTN), apresentando ligeiro aumento principalmente no período de chuvas, o que reflete o revolvimento do sedimento do rio pelo aumento do turbilhonamento da coluna d'água devido à forte vazão. Os valores do potencial oxirredox positivos evidenciaram o papel do compartimento sedimentar como sumidouro de nutrientes. As concentrações de oxigênio dissolvido mantiveram-se altas em todo o período amostral (> 6,1  $\text{mgL}^{-1}$ ; chegando a 100% de saturação; referência Conama: > 5  $\text{mgL}^{-1}$ ). A capacidade de tamponamento (medidas de alcalinidade total) e as concentrações de  $\text{CO}_2$  Total foram positivas (até 162,4  $\mu\text{EqL}^{-1}$  de  $\text{CO}_2$  e 369,6  $\mu\text{MolL}^{-1}$ , respectivamente). As concentrações de P-Total e N-Total mantiveram-se dentro do limite estabelecido pela resolução Conama (abaixo de 0,1 e 1,27  $\text{mgL}^{-1}$ , respectivamente).

A análise da composição granulométrica dos sedimentos evidenciou que, de modo geral, as estações amostrais apresentaram maior porcentagem de areias (> 65%), com predomínio de sedimentos finos (< 0,5 mm) no ponto localizado em um remanso. Na margem do rio, observou-se maior diversidade granulométrica, com predomínio de partículas > 1,0 mm. No trecho de corredeira, o sedimento apresentou-se formado por diferentes tamanhos granulométricos. Os teores de matéria orgânica nos sedimentos mantiveram-se abaixo de 3%.

### 3.3.2 Composição e estrutura das comunidades bentônicas

As comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostradas nos habitats a jusante da UHE Itutinga apresentaram maiores valores de riqueza e diversidade durante os períodos chuvosos (TUPINAMBÁS *et al.*, 2014) e consideráveis alterações em resposta às manipulações de vazões experimentais. No total, foram coletados 15.462 macroinvertebrados bentônicos identificados em 37 táxons, incluindo Arthropoda (33 táxons), Annelida (2 táxons), Mollusca (1 táxon) e Nematoda (1 táxon). Em geral, foram encontrados maiores valores de riqueza e diversidade Shannon-Wiener nos períodos chuvosos, porém maiores valores de densidade de organismos nos períodos secos (TUPINAMBÁS *et al.*, 2014). Larvas de Chironomidae foram dominantes nos três habitats em todas as situações hidráulicas e nos períodos sazonais de chuvas e secas (Diptera > 80%). Os grupos de organismos bentônicos como os Hydropsychidae, Hydroptilidae e Simuliidae, adaptados a maior fluxo, águas bem oxigenadas, fundo com seixos e blocos de pedras, foram abundantes no habitat corredeira. A composição taxonômica das comunidades bentônicas é relacionada à heterogeneidade de habitats disponíveis, por sua vez determinada pelo regime de vazões, que influencia as condições para refúgio, alimentação e reprodução dos organismos.

O processo de seleção de *traits* identificou um total de 16 categorias de *traits* sensíveis às variações de vazão: organismos com ciclo de vida maior que um ano; que possuem ovos e larvas como estágios aquáticos; que possuem dispersão aquática passiva ou aérea ativa; que possuem ovos ou diapausa como formas de resistência; que são nadadores ou rastejadores como principal forma de deslocamento; e que são raspadores ou filtradores.

Das métricas de habitat físico mensuradas, cascalho e areias (grossas, médias e finas) foram os tipos de substrato que melhor explicaram as mudanças na estrutura de comunidades bentônicas relacionadas às manipulações experimentais de vazões.

### 3.3.3 Composição de invertebrados em *drift*

Nas duas campanhas amostrais, nos períodos de seca e chuvas, foram coletados 31.924 invertebrados em *drift*, distribuídos em 46 táxons. A maior abundância foi observada no período de seca, com 23.052 organismos coletados, distribuídos em 33 táxons, enquanto 8.872 indivíduos de 44 táxons foram coletados no período de chuvas.

As flutuações de vazão tiveram forte influência sobre a composição e estrutura das comunidades dos macroinvertebrados em *drift*, com diferenças significativas entre as fases de vazões fixas e flutuantes nos períodos de chuvas e seca. Foram observadas diferenças significativas na composição taxonômica das comunidades de invertebrados em *drift* entre as fases de vazão fixa e flutuante no período de chuvas. As amostras coletadas no período de chuvas com vazão fixa (densidade de 8,2 indivíduos/100 m<sup>3</sup>) foram dominadas por Simuliidae (30,1%), Chaoboridae (23,5%), Hydropsychidae (21,5%), Chironomidae (9,9%), Leptohiphidae (4,6%), Polycentropodidae (2,5%), Hydroptilidae (1,8%) e Leptophlebiidae (1,7%); enquanto as amostras coletadas na fase com flutuações diárias apresentaram maior densidade (13,9 indivíduos/100 m<sup>3</sup>) e foram dominadas por Hydropsychidae (38,2%), Chaoboridae (26,5%), Chironomidae (12,1%), Simuliidae (5,9%),

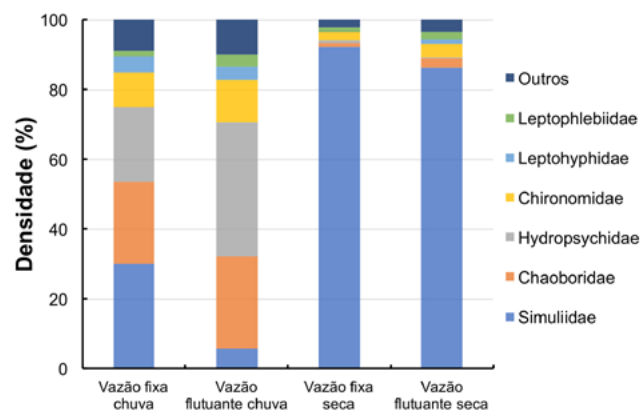


FIGURA 3 – Contribuição percentual dos principais grupos para a composição das comunidades de invertebrados no *drift* amostrados nos períodos de vazão fixa e vazão flutuante, na estação de chuvas (janeiro/2010), e nos períodos de vazão fixa e vazão flutuante na estação de seca (julho/2010), a jusante do reservatório da UHE Itutinga, Rio Grande, MG - Fonte: Os autores (2020).

Polycentropodidae (3,9%), Leptohiphidae (3,8%), Leptophlebiidae (3,6%) e Hydroptilidae (2,3%) (Figura 3). A riqueza taxonômica não apresentou diferenças significativas, com 38 táxons identificados no período de vazão fixa e 35 táxons identificados no período de vazões flutuantes.

As amostras coletadas na estação seca com vazão fixa apresentaram maior densidade de invertebrados (32,6 indivíduos/100 m<sup>3</sup>) e foram dominadas por Simuliidae (92,2%), seguido por Chironomidae (2,3%), Leptophlebiidae (1,4%), Chaoboridae (1,1%) e Hydropsychidae (1,0%). Por sua vez, as amostras coletadas no período com flutuações diárias (densidade de 18,5 indivíduos/100 m<sup>3</sup>) continuaram dominadas por Simuliidae (86,4%), Chironomidae (4,0%), Chaoboridae (2,7%), Leptophlebiidae (2,1%) e Leptohiphidae (1,3%) (Figura 3). As maiores diferenças observadas na composição taxonômica ocorreram entre os grupos menos abundantes. Gyrinidae e Caenidae, por exemplo, foram coletados apenas no período com vazão fixa, enquanto que Gomphidae e Psychodidae, foram coletados no período com vazão flutuante. Também não foi observada diferença significativa na riqueza taxonômica, com 27 táxons no período de vazão fixa e 28 táxons no período de vazões flutuantes.

### 3.3.4 Invertebrados bentônicos como alimento da ictiofauna

Durante os experimentos hidráulicos foi observado por Gandini, Sampaio e Pompeu (2014) que as manipulações de vazões alteraram os tipos e a frequência de itens alimentares, como plantas, invertebrados e detritos, nos conteúdos estomacais das espécies de peixes. Muitos grupos de invertebrados não foram encontrados nos conteúdos estomacais dos peixes após a implementação dos picos de vazão, como em julho de 2010, quando foi observado o aumento da abundância de larvas de Ceratopogonidae (Insecta, Diptera).

Os resultados da avaliação comparativa entre o inventário de macroinvertebrados bentônicos e os que foram coletados em 44 amostras de conteúdo estomacal de peixes evidenciaram a complementariedade desta ferramenta ecológica no estudo da composição de comunidades bentônicas (TUPINAMBÁS *et al.*, 2015). Larvas de Chironomidae (*Diptera, insecta*) foram o grupo dominante tanto no sedimento (> 80% das amostras) quanto nas amostras de estômagos de peixes (> 63%). Esses macroinvertebrados são frequentes nos estômagos de *Eigenmannia virescens* (CASTRO; CASATTI, 1997; TUPINAMBÁS;

CALLISTO; SANTOS, 2007), *Iheringichthys labrosus* (MARONEZE *et al.*, 2011b), e *Leporinus amblyrhynchus* (CALLISTO *et al.*, 2002; MARONEZE *et al.*, 2011a). Treze táxons de organismos bentônicos foram coletados exclusivamente nos sedimentos e apenas Philopotamidae foi encontrado exclusivamente no estômago de *L. amblyrhynchus*.

Comparando a composição de invertebrados coletados no sedimento e no conteúdo estomacal das três espécies de peixes, entre os três habitats fluviais, encontramos total separação do habitat de corredeiras, e sobreposição dos habitats praia e remanso. Por outro lado, correlações positivas entre as abundâncias de macroinvertebrados no sedimento e nos estômagos de *E. virescens* foram encontradas apenas nos habitats de corredeiras. Esta espécie de peixe consumiu vários grupos de macroinvertebrados em proporções maiores que as abundâncias destes organismos no sedimento. A avaliação das curvas de acumulação de táxons de macroinvertebrados no sedimento e nos estômagos de peixes evidenciaram que *E. virescens* foi capaz de coletar maior número de grupos de macroinvertebrados se comparada aos que foram coletados nas intensas amostragens de sedimento (TUPINAMBÁS *et al.*, 2015).

As espécies de peixes bentófagos utilizadas como ferramenta de avaliação da composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos possuem alta capacidade de forrageamento devido às suas adaptações morfológicas e fisiológicas. Além disso, larvas de Chironomidae são dominantes numericamente na maioria dos ecossistemas aquáticos continentais e sua importância como alimento deve-se também ao seu elevado conteúdo nutricional e alta digestibilidade. Portanto, essa abordagem mostrou-se eficiente, de baixo custo e as informações sobre a alimentação de espécies bentófagas de peixes podem ser um bom *proxy* para avaliar a composição de comunidades de macroinvertebrados bentônicos, complementando inventários realizados por métodos tradicionais de amostragem de sedimento.

### 3.3.5 Utilização de dados biológicos na determinação do hidrograma ambiental

A operação de empreendimentos hidrelétricos deve ser realizada de forma a garantir a manutenção da qualidade de água, biodiversidade aquática, bens e serviços ecossistêmicos a jusante das instalações, no contexto de hidrograma ambiental. Para a definição do regime de vazões, consideramos de fundamental importância a utilização de comunidades de macroinvertebrados bentônicos bioindicadores de qualidade de água, incluindo:

- i) Que a operação de vazões a jusante garanta a manutenção da composição de substratos de fundo nos vários habitats existentes e disponíveis para as espécies aquáticas.
- ii) Manutenção da composição de espécies, estrutura e funcionamento dos ecossistemas aquáticos na planície de inundação.
- iii) Garantia de manutenção de aporte de matéria orgânica nas frações fina, média e grossa, aumentando a complexidade do ecossistema, oferecendo habitats e serviços para a biota aquática, minimizando os impactos causados pela fragmentação devido à construção do barramento.

## 3.4 CONCLUSÕES E PERSPECTIVAS

A definição de um hidrograma ambiental a jusante do barramento da UHE Itutinga no Rio Grande envolve a definição de vazões para cada mês do ano, respeitando os períodos sazonais de chuvas e seca, que minimizem a redução dos habitats fluviais disponíveis para manutenção das espécies de organismos aquáticos. A manutenção de grupos de organismos bentônicos reofílicos no habitat corredeira e de elevada riqueza de espécies e diversidade de macroinvertebrados bentônicos nos demais habitats comprovam o efetivo sucesso da conciliação entre a geração de energia na UHE Itutinga e a conservação de bioindicadores bentônicos a jusante da usina. A metodologia para proposição de um regime de vazões que considere as respostas ecológicas descritas neste livro apresenta potencial para se transformar em ferramenta útil à tomada de decisão nos processos de gestão sustentável de recursos hídricos na bacia do Rio Grande.

A abordagem transdisciplinar e a complementariedade de metodologias podem ser aplicadas em outros rios, sem distinção de tamanho e magnitude de vazões.

## AGRADECIMENTOS

Os autores deste capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e a Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro Sul (AG/CS), ambas da Cemig pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte dos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos ao Yuri Caldeira por suas sugestões ao capítulo. MC é bolsista produtividade CNPq (Proc. N° 303380/2015-2) e pesquisador mineiro (FAPEMIG PPM 00104-18). DMPC é bolsista pós-doc Aneel-Cemig P&D GT-611 e JSF é bolsista PCI/INMA-MCTI/CNPq.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, DC: American Public Health Association, 1995.

BRASIL. 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.

BRASIL. Lei nº 12.727, de 17 de outubro de 2012. Altera a Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012, que dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 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; e revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001, o item 22 do inciso II do art. 167 da Lei nº 6.015, de 31 de dezembro de 1973, e o § 2º do art. 4º da Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 out. 2012.

CALLISTO, M.; ESTEVES, F. A. Macroinvertebrados bentônicos em dois lagos amazônicos: lago Batata (um ecossistema impactado por rejeito de bauxita) e lago Mussurá (Brasil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v. 8, p. 137-147, 1996.

CALLISTO, M.; MACEDO, D. R.; LINARES, M. S.; HUGHES, R. M. Multistatus and multispatial scale assessment of landscape effects on benthic macroinvertebrates in the neotropical savanna. In: HUGHES, R. M.; INFANTE, D. M.; WANG, L.; CHEN, K.; TERRA, B. F. (ed.). *Advances in understanding landscape influences on freshwater habitats and biological assemblages*. Bethesda, MD: American Fisheries Society Symposium 90, 2019. p. 275-302.

CALLISTO, M.; SOLAR, R.; SILVEIRA, F. A. O.; SAITO, V. S.; HUGHES, R. M.; FERNANDES, G. W.; GONÇALVES-JÚNIOR, J. F.; LEITÃO, R. P.; MASSARA, R. L.; MACEDO, D. R.; NEVES, F. S.; ALVES, C. B. M. A Humboldtian approach to mountain conservation and freshwater ecosystem services. **Frontiers in Environmental Science**, v. 7, n. 195, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.3389/fenvs.2019.00195>

CALLISTO, M.; VONO, V.; BARBOSA, F. A. R.; SANTEIRO, S. M. Chironomidae as a food resource for *Leporinus amblyrhynchus* (Teleostei: Characiformes) and *Pimelodus maculatus* (Teleostei: Siluriformes) in a Brazilian reservoir. **Lundiana**, v. 3, p. 67-73, 2002.

CARMOUZE, J. P. **O metabolismo dos ecossistemas aquáticos**: fundamentos teóricos, métodos de estudo e análises químicas. São Paulo: Edgar Blücher/Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo, 1994.

CASTRO, R. M. C.; CASATTI, L. The fish fauna from a small forest stream of the upper Paraná River Basin, southeastern Brazil. **Ichthyological Exploration of Freshwaters**, v. 7, n. 4, p. 337-352, 1997.

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. **Annales de Limnologie – International Journal of Limnology**, v. 49, n. 3, p. 169-177, 2013a. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/limn/2013051>

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, p. 775-782, 2013b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000400013>

GANDINI, C. V.; SAMPAIO, F. A. C.; POMPEU, P. S. Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 4, p. 795-802, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130151>

MARONEZE, D. M.; COSCARELLI, D.; VIDIGAL, T. H. D. A.; CALLISTO, M. First record of *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the drainage basin of the Araguari River, Minas Gerais, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 71, n. 1, p. 221-222, 2011a. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842011000100033>

MARONEZE, D. M.; TUPINAMBÁS, T. H.; ALVES, C. B. M.; VIEIRA, F.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. Fish as ecological tools to complement biodiversity inventories of benthic macroinvertebrates. **Hydrobiologia**, v. 673, n. 1, p. 29-40, 2011b. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s10750-011-0747-8>

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ... WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>

POSTEL, S.; RICHTER, B. **Rivers for life: managing water for people and nature**. Washington, DC: Island Press, 2003.

REID, A. J.; CARLSON, A. K.; CREED, I. F.; ELIASON, E. J.; GELL, P. A. JOHNSON, P. T. J.; ... COOKE, S. J. Emerging threats and persistent conservation challenges for freshwater biodiversity. **Biological Reviews**, v. 94, n. 3, p. 849-873, 2019. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/brv.12480>

SUGUIO, K. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: Edgar Blücher, 1973.

TUPINAMBÁS, T. H.; CALLISTO, M.; SANTOS, G. B. Benthic macroinvertebrate assemblages structure in two headwater streams, south-eastern Brazil. **Revista Brasileira de Zoologia**, v. 24, n. 4, p. 887-897, 2007. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S0101-81752007000400005>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; VARANDAS, S. G.; HUGHES, S. J.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. **Ecohydrology**, v. 7, n. 2, p. 828-842, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1406>

TUPINAMBÁS, T. H.; POMPEU, P. S.; GANDINI, C. V.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assessments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 157-164, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09913>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; HUGHES, S. J.; VARANDAS, S. G.; CALLISTO, M. Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river. **Ecohydrology**, v. 9, n. 3, p. 460-471, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1649>

WINKLER, L. W. Die bestimmung des in wasser gelösten sauerstoffes. **Berichte der Deutschen Chemischen Gesellschaft**, v. 21, n. 2, p. 2.843-2.854, 1888.

WORLD COMMISSION ON DAMS. **Dams and development: a new framework for decision-making**. The report of the world commission on dams. London: Earthscan Publications, 2000.

# SÉRIE PEIXE VIVO

---

## ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

### CAPÍTULO 4

#### EFEITOS ECOLÓGICOS SOBRE A ICTIOFAUNA

POMPEU, P. S.; SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V. Efeitos ecológicos sobre a ictiofauna. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 89-112 (Série Peixe Vivo, 8). DOI: 10.5935/VIII.2020CAP.004.

## 4.1 INTRODUÇÃO

As modificações do fluxo dos rios têm causado inúmeros impactos nos peixes, reduzindo a diversidade natural e a abundância de muitas espécies nativas (POFF *et al.*, 1997). Comumente são feitas associações entre os peixes e seus habitats, influenciados pela variabilidade das vazões em diversas escalas espaciais e temporais (BUNN; ARTHINGTON, 2002; BAIN; FINN; BOOKE, 1988). Essas modificações afetam a diversidade e a organização funcional das comunidades de peixes em rios submetidos à regularização de vazões (BUNN; ARTHINGTON, 2002). Perda de espécies sensíveis, diminuição da riqueza de nativas e aumento de espécies não nativas, interrupção de ciclos de vida, redução de habitats para juvenis e vários outros aspectos têm sido indicados como consequências dessas alterações (POFF *et al.*, 1997; POFF; ZIMMERMAN, 2010).

Este estudo constituiu um trabalho pioneiro no Brasil em que, pela primeira vez, foram manejadas as vazões de um reservatório com o objetivo de avaliar as respostas das comunidades de peixes diante de variações diárias de vazão. Dessa forma, este trabalho teve como objetivos responder as seguintes questões: i) flutuações diárias de vazão provocam mudanças nas comunidades de peixes em termos de riqueza, abundância e biomassa? ii) flutuações diárias exercem efeitos diferentes nas estações seca e chuvosa? iii) eventuais mudanças se processam de maneira diferente no caudal do rio e na região litorânea? iv) como a alimentação dos peixes responde a tais variações de vazão?

## 4.2 ESPÉCIES COLETADAS

Foi capturado um total de 19.555 indivíduos nos anos de 2010 e 2011, sendo 3.810 através de redes de emalhar e 15.745 nos arrastos. Esses peixes foram distribuídos em 48 espécies, 31 gêneros, 16 famílias e cinco ordens (Tabela 1). Dessas, 36 espécies foram registradas na estação chuvosa (em janeiro) e 19 na seca (em julho). Do total de espécies registradas, 13 (27%) foram capturadas exclusivamente com rede de arrasto e 18 (37%) apenas nas redes de emalhar.

**TABELA 1** – Espécies de peixes coletadas no Rio Grande a jusante do reservatório de Itutinga, MG, nas estações de chuva e seca, por meio de redes de emalhar e de arrasto. Símbolos indicam: espécies exclusivas de rede de arrasto (\*) ou de emalhar (•), presença (+) e ausência (-) por estação ou redes. Embora ainda sejam nomes válidos, Fricke, Eschmeyer e Van der Laan (2020) consideram que pertençam a gêneros diferentes dos adotados neste trabalho. Guildas: migradores (M), lênticos (L) e reofilicos (R), tendo como principal referência Graça e Pavanelli (2007) - Fonte: Os autores (2020).

TÁXON	CHUVA	SECA	REDE	ARRASTO	GUILDA
CHARACIFORMES					
Família Bryconidae					
<i>Salminus brasiliensis</i> •	+	+	+	-	M
<i>Salminus hilarii</i> •	+	-	+	-	M
<i>Brycon orbignyianus</i> •	+	-	+	-	M
Família Characidae					
Subfamília Tetragonopterinae					
<i>Astyanax altiparanae</i>	+	+	+	+	
<i>Astyanax</i> aff. <i>paranae</i> *	+	+	-	+	
<i>Astyanax scabripinnis</i> *	-	+	-	+	
<i>Astyanax fasciatus</i>	+	+	+	+	
<i>Bryconamericus stramineus</i>	+	+	+	+	
<i>Hasemanina</i> sp. *	-	+	-	+	
<i>Hyphessobrycon</i> sp. *	+	-	-	+	
<i>Knodus moenkhausii</i> *	+	+	-	+	
<i>Odontostilbe</i> sp. *	+	+	-	+	
<i>Piabina argentea</i>	+	+	+	+	
<i>Serrapinnus heterodon</i> *	+	+	-	+	
<i>Serrapinnus</i> sp. *	-	+	-	+	
Subfamília Characinae					
<i>Galeocharax knerii</i> •	+	+	+	-	L

TABELA 1 – Continuação

TÁXON	CHUVA	SECA	REDE	ARRASTO	GUILDA
Família Erythrinidae					
<i>Hoplias lacerdae</i> •	+	+	+	-	L
<i>Hoplias</i> gr. <i>malabaricus</i>	+	+	+	+	L
Família Anostomidae					
<i>Leporellus vittatus</i> •	+	+	+	-	R
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	+	+	+	+	R
<i>Leporinus elongatus</i> •	+	+	+	-	M
<i>Leporinus friderici</i> •	+	+	+	-	M
<i>Leporinus obtusidens</i> •	+	-	+	-	M
<i>Leporinus octofasciatus</i>	+	+	+	+	R
<i>Leporinus striatus</i>	+	+	+	+	
<i>Schizodon nasutus</i> •	+	+	+	-	
Família Prochilodontidae					
<i>Prochilodus lineatus</i> •	+	+	+	-	M
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax nagelii</i> •	+	+	+	-	
Família Parodontidae					
<i>Apareiodon affinis</i>	+	+	+	+	R
<i>Parodon nasus</i> •	+	+	+	-	R
Família Crenuchidae					
<i>Characidium</i> sp. *	+	+	-	+	
<i>Characidium</i> aff. <i>zebra</i> *	+	+	-	+	

TABELA 1 – Continuação

TÁXON	CHUVA	SECA	REDE	ARRASTO	GUILDA
SILURIFORMES					
Família Callichthyidae					
<i>Callichthys callichthys</i> •	+	-	+	-	L
Família Heptapteridae					
<i>Imparfinis mirini</i> *	+	-	-	+	
Família Pimelodidae					
<i>Iheringichthys labrosus</i>	+	+	+	+	R
<i>Pimelodus maculatus</i>	+	+	+	+	M
<i>Pimelodus heraldoi</i>					R
Família Loricariidae					
<i>Hypostomus</i> sp.1 *	+	+	+	+	
<i>Hypostomus regani</i>	+	+	+	+	R
<i>Hypostomus paulinus</i>	+	+	+	+	R
<i>Hypostomus margaritifer</i>	+	+	+	+	R
GYMNOTIFORMES					
Família Apterontidae					
<i>Apterontus</i> sp. •	-	+	+	-	
Família Sternopygidae					
<i>Eigenmannia virescens</i>	+	+	+	+	
Família Gymnotidae					
<i>Gymnotus inaequilabiatus</i> •	+	-	+	-	
<i>Gymnotus carapo</i> •	+	-	+	-	L



TABELA 1 – Continuação

TÁXON	CHUVA	SECA	REDE	ARRASTO	GUILDA
PERCIFORMES					
Família Cichlidae					
<i>Cichlasoma paranaense</i> •	+	-	+	-	L
<i>Geophagus brasiliensis</i>	+	+	+	+	L
CYPRINODONTIFORMES					
Família Poeciliidae					
<i>Poecilia reticulata</i> *	+	-	-	+	

### 4.3 MAGNITUDE DAS VAZÕES E ICTIOFAUNA DA CALHA

As capturas totais de peixes (CPUEn total) e a captura de espécies reofilicas (típicas de águas correntes) foram significativamente diferentes entre duas magnitudes de vazão observadas no mesmo período (Tabela 2).

TABELA 2 – Valor médio e desvio padrão dos parâmetros avaliados para a ictiofauna nas estações úmida (janeiro) e seca (julho), comparados (teste T – amostras dependentes) entre as condições sem e com flutuação de vazão. Fonte: Os autores (2020).

PERÍODO ÚMIDO		
	$380 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$	$380 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 480 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$
CPUEn total (p = 0,05)*	78,0 (17,4)	123,9 (35,2)
CPUEb total (p = 0,273)	6,27 (0,59)	7,71 (2,55)
Riqueza (p = 0,230)	15,2 (1,3)	14,2 (1,1)
CPUEn migradores (p = 0,121)	13,4 (3,4)	20,2 (8,1)
CPUEb migradores (p = 0,598)	2,76 (1,68)	3,45 (1,55)

TABELA 2 – Continuação

PERÍODO ÚMIDO		
	$380 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$	$380 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 480 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$
CPUEn peixes de amb. lênticos (p = 0,185)	29,0 (11,1)	40,7 (10,3)
CPUEb peixes de amb. lênticos (p = 0,925)	1,77 (0,57)	1,75 (0,59)
CPUEn peixes reofilicos (p = 0,03)*	48,9 (12,3)	83,3 (27,5)
CPUEb peixes reofilicos (p = 0,687)	4,49 (1,11)	5,96 (2,17)
PERÍODO SECO		
	$110 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$	$110 \text{ m}^3\text{s}^{-1} - 170 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$
CPUEn total (p = 0,001)*	50,0 (5,1)	32,1 (1,7)
CPUEb total (p = 0,326)	1,88 (0,70)	1,29 (0,78)
Riqueza (p = 0,144)	9,8 (1,8)	7,2 (1,6)
CPUEn migradores (p = 0,266)	3,5 (1,9)	2,3 (1,7)
CPUEb migradores (p = 0,968)	0,50 (0,85)	0,49 (0,61)
CPUEn peixes de amb. lênticos (p = 0,232)	10,3 (3,0)	8,1 (4,5)
CPUEb peixes de amb. lênticos (p = 0,994)	0,34 (0,20)	0,34 (0,45)
CPUEn peixes reofilicos (p = 0,0007)*	39,6 (6,8)	24,0 (5,0)
CPUEb peixes reofilicos (p = 0,317)	1,55 (0,78)	0,95 (0,58)

\* Valores significativos

Com relação à composição da ictiofauna, observou-se que, além das grandes diferenças entre as estações seca e chuvosa, as flutuações diárias de vazão também operaram alterações nas comunidades (Figura 1). Porém, as alterações relacionadas à modificação de vazões foram significativas somente na estação chuvosa (ANOSIM:  $R = 0,003$  e  $p = 0,01$ ). Estas estiveram relacionadas à diminuição na abundância do canivete (*Apareiodon affinis*) e do piaú-capim (*Schizodon nasutus*) e aumento na do lambari-do-rabo-vermelho (*Astyanax fasciatus*).

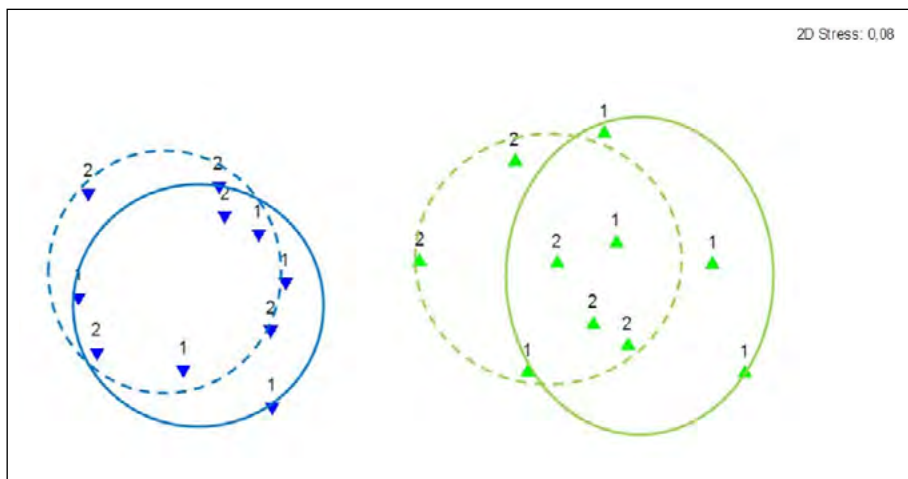


FIGURA 1 – Ordenação de nMDS baseada na similaridade (Bray-Curtis) da comunidade de peixes nas estações chuvosa (verde) e seca (azul) sob diferentes condições de vazão. Círculos contínuos indicam coletas em vazão fixa (1) e tracejados em flutuação diária (2) - Fonte: Os autores (2020).

#### 4.4 FLUTUAÇÕES DIÁRIAS NA MAGNITUDE DAS VAZÕES E A ICTIOFAUNA DAS MARGENS

A comunidade de peixes que utiliza as margens (praias de areia e vegetação marginal), em geral espécies ou indivíduos de menor porte, também apresentou diferenças na abundância e na composição entre as estações seca e chuvosa, e quando foram promovidas as alterações diárias na magnitude da vazão. Na estação chuvosa, as capturas em número e biomassa aumentaram significativamente sob flutuações diárias das vazões, especialmente no período noturno, horário em que foram implementados os picos de vazão (Figuras 2 e 3). Já no período de seca, tais flutuações diárias das vazões foram bem menos pronunciadas (Figuras 4 e 5).

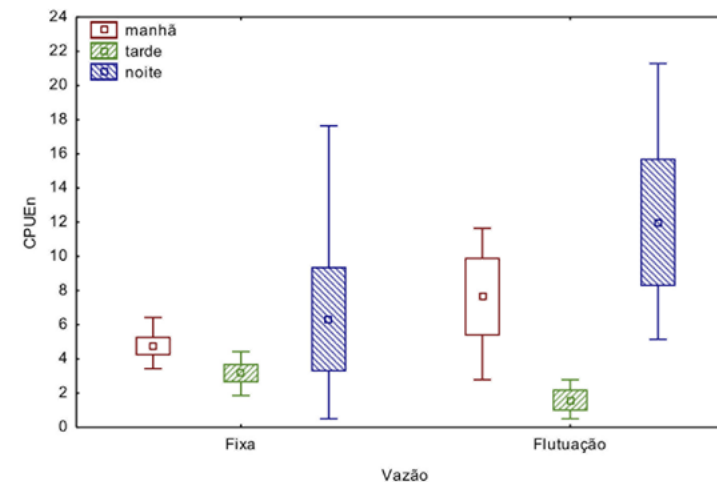


FIGURA 2 – Captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUEn) de peixes amostrados no período chuvoso, a jusante da UHE Itutinga, em três horários do dia, e em condições com e sem flutuação diária de vazões - Fonte: Os autores (2020).

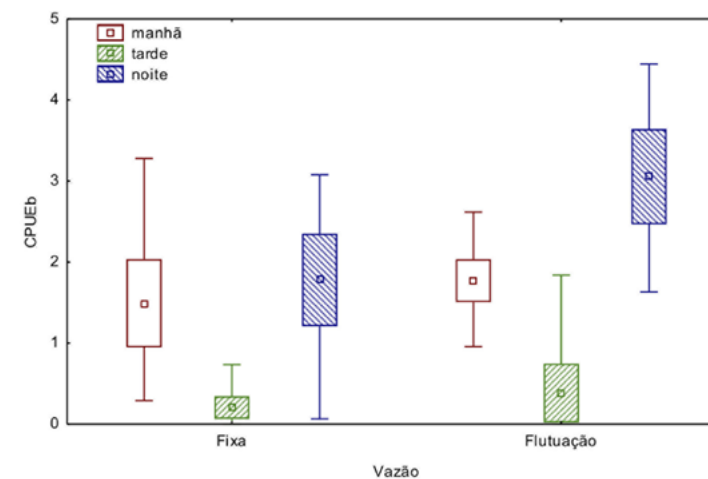


FIGURA 3 – Captura por unidade de esforço em biomassa (CPUEb) de peixes amostrados no período chuvoso, a jusante da UHE Itutinga, em três horários do dia, e em condições com e sem flutuação diária de vazões - Fonte: Os autores (2020).

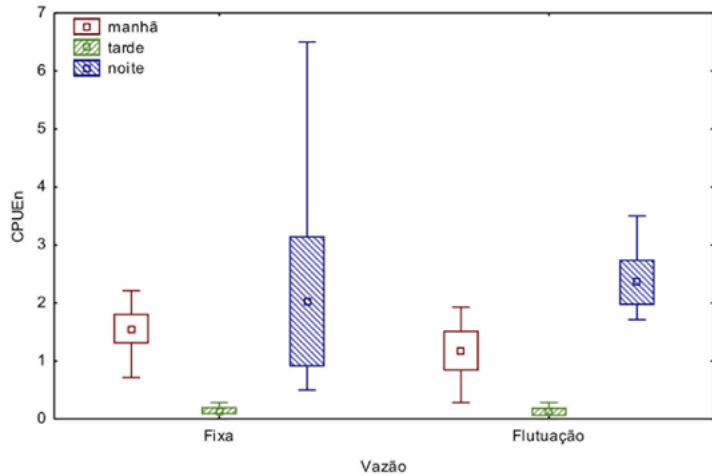


FIGURA 4 – Captura por unidade de esforço em número de indivíduos (CPUE<sub>n</sub>) de peixes amostrados no período seco, a jusante da UHE Itutinga, em três horários do dia, e em condições com e sem flutuação diária de vazões - Fonte: Os autores (2020).

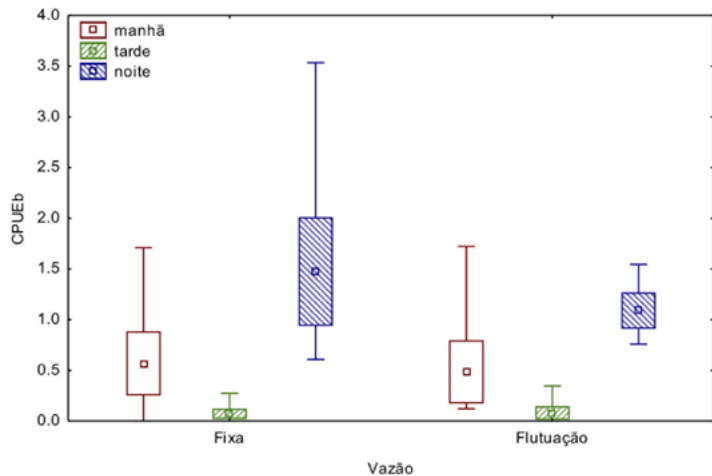


FIGURA 5 – Captura por unidade de esforço em biomassa (CPUE<sub>b</sub>) de peixes amostrados no período seco, a jusante da UHE Itutinga, em três horários do dia, e em condições com e sem flutuação diária de vazões - Fonte: Os autores (2020).

Quando comparadas as estruturas das comunidades amostradas com o arrasto entre as situações estudadas, considerando-se apenas o horário das 22 horas, observou-se que as comunidades se diferem significativamente tanto em função da sazonalidade (período chuvoso e seco), quanto pelas flutuações diárias de vazão (Figura 6). Nas duas estações, houve diminuição na abundância das piabas *Bryconamericus stramineus*, *Piabina argentea* e *Knodus moenkhausii* relacionada à flutuação da vazão. Sob condições de flutuação diária de vazão, não só foram encontradas comunidades com estrutura distinta (por exemplo, em número de indivíduos, biomassa, tamanho corporal, etc.), como as variações na composição de espécies entre os dias de coleta foram bem mais pronunciadas (maiores áreas ocupadas no diagrama de ordenação).

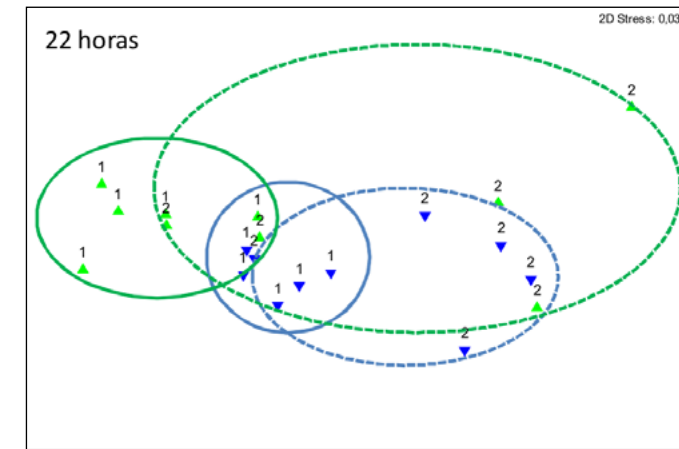


FIGURA 6 – Ordenação de nMDS baseada na similaridade (Bray-Curtis) das comunidades de peixes amostradas com rede de arrasto no período noturno (22h), nas estações seca (azul) e chuvosa (verde), a jusante da UHE Itutinga. Linhas contínuas indicam coletas em vazões fixas (1) e pontilhadas em flutuação (2) - Fonte: Os autores (2020).

## 4.5 INFLUÊNCIA DAS VAZÕES SOBRE A ALIMENTAÇÃO DE PEIXES

Foram analisados 1.944 estômagos de peixes pertencentes a 16 espécies (Figura 7). Apesar do número real de peixes capturados e separados para análise estomacal ter sido ainda maior, muitos não foram amostrados nas quatro condições avaliadas

(seca, chuva, com e sem flutuação), impedindo comparação da dieta. Outros foram descartados pelo excesso de exemplares amostrados de uma mesma espécie, sendo estabelecido o limite de cinco indivíduos de cada espécie por horário de coleta. Dessa forma, 3.188 peixes foram eliminados das análises.

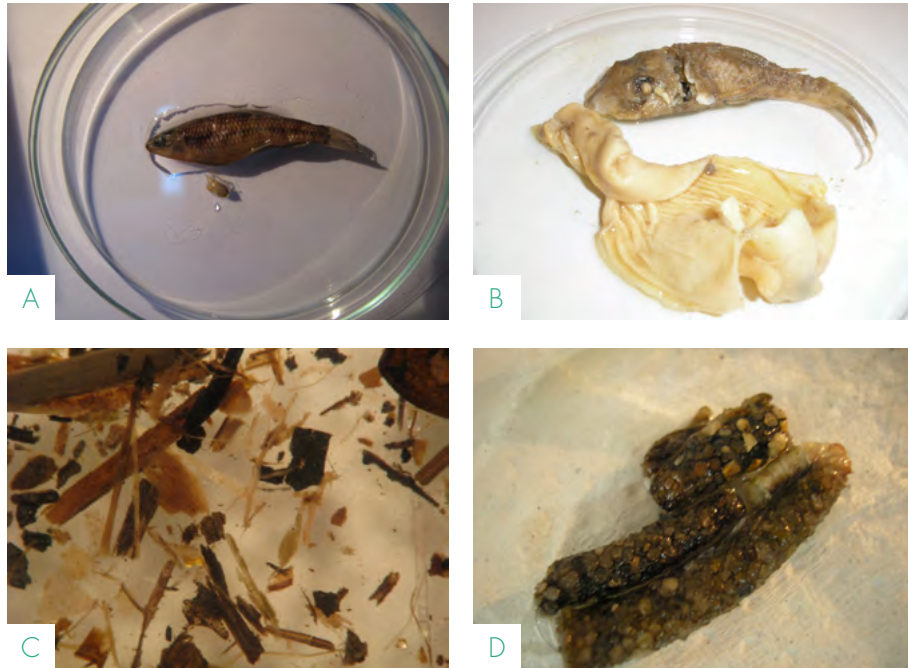


FIGURA 7 – Separação do estômago de *Leporinus striatus* para análise (A), exemplar de cascudo encontrado no estômago de uma traíra (*Hoplias lacerdae*) (B), restos vegetais encontrados no estômago de um peixe herbívoro (C) e presença de invertebrados da ordem Trichoptera no conteúdo estomacal de exemplar de espécie invertívora (D) - Fonte: Os autores (2020).

Foram registradas sete espécies herbívoras (consomem material de origem vegetal em maior quantidade), quatro iliófagas (que se alimentam de sedimento e detritos), três generalistas (sem preferência alimentar definida) e duas espécies invertívoras (ingestão predominante de invertebrados) (Tabela 3 e Figura 8).

TABELA 3 – Espécies registradas, número de indivíduos em cada condição ambiental (1 – estação chuvosa com vazão fixa; 2 – estação chuvosa com flutuação diária de vazão; 3 – estação seca com vazão fixa; 4 – estação seca com flutuação diária de vazão) e guilda trófica dos peixes amostrados em janeiro e julho de 2010 no Rio Grande. Embora sejam nomes válidos, Fricke, Eschmeyer, Van der Laan (2020) consideram que pertençam a gêneros diferentes dos adotados neste trabalho - Fonte: Adaptado de Gandini, Sampaio e Pompeu (2014).

TÁXON	N (1)	N (2)	N (3)	N (4)	GUILDA TRÓFICA
ORDEM CHARACIFORMES					
Família Anostomidae					
<i>Leporinus amblyrhynchus</i>	7	1	7	2	Invertívora
<i>Leporinus obtusidens</i>	4	11	1	3	Generalista
<i>Leporinus octofasciatus</i>	19	26	1	4	Herbívora
<i>Schizodon nasutus</i>	25	16	2	4	Herbívora
Família Characidae					
<i>Astyanax altiparanae</i>	9	5	6	6	Herbívora
<i>Astyanax fasciatus</i>	24	31	14	18	Herbívora
<i>Bryconamericus stramineus</i>	297	376	52	44	Herbívora
<i>Knodus moenkhausii</i>	50	47	82	60	Herbívora
<i>Piabina argentea</i>	109	132	60	61	Herbívora

TABELA 3 – Continuação

TÁXON	N (1)	N (2)	N (3)	N (4)	GUILDA TRÓFICA
Família Curimatidae					
<i>Cyphocharax nagelii</i>	28	20	6	13	Iliófaga
Família Parodontidae					
<i>Apareiodon affinis</i>	26	20	25	64	Iliófaga
ORDEM GYMNOTIFORMES					
Família Sternopygidae					
<i>Eigenmannia virescens</i>	2	1	6	1	Invertívora
ORDEM SILURIFORMES					
Família Loricariidae					
<i>Hypostomus aff. margaritififer</i>	6	3	2	1	Iliófaga
<i>Hypostomus</i> sp.1	10	10	7	4	Iliófaga
Família Pimelodidae					
<i>Iheringichthys labrosus</i>	6	5	9	3	Generalista
<i>Pimelodus maculatus</i>	14	20	8	8	Generalista

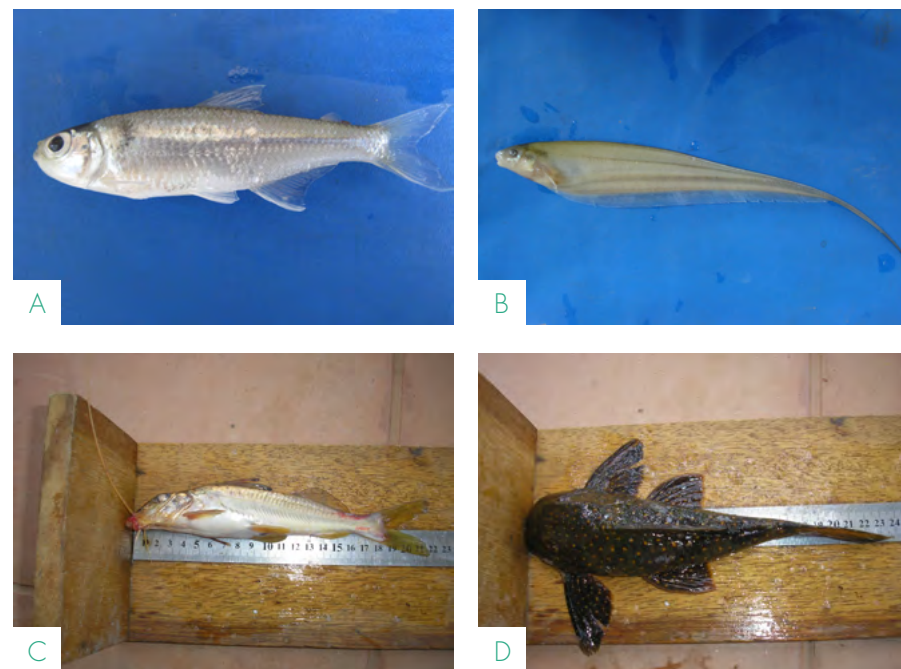


FIGURA 8 – *Piabina argentea* (herbívoros) (A), *Eigenmannia virescens* (invertívora) (B), *Iheringichthys labrosus* (generalista) (C) e *Hypostomus aff. margaritififer* (iliófaga) (D) - Fonte: Os autores (2020).

A maioria das espécies de peixes neotropicais tende ao oportunismo trófico, ingerindo os itens disponíveis e/ou abundantes no ambiente (LOWE-MCCONNELL, 1975; WELCOMME, 1985; NICO; TAPHORN, 1988). Neste estudo, a preferência alimentar das espécies analisadas se manteve a mesma nas estações chuvosa e seca, independentemente da flutuação diária na vazão, ou seja, o conteúdo estomacal predominante para cada espécie foi o mesmo nas diferentes condições ambientais (Figura 9). Entretanto, houve alterações na frequência de consumo dos itens alimentares, o que pode ser um reflexo da mudança na disponibilidade do alimento em função das variações ambientais naturais (por exemplo, entre estações) ou provocadas (HERSHEY *et al.* 2007; GANDINI *et al.*, 2012), como as flutuações avaliadas neste estudo.

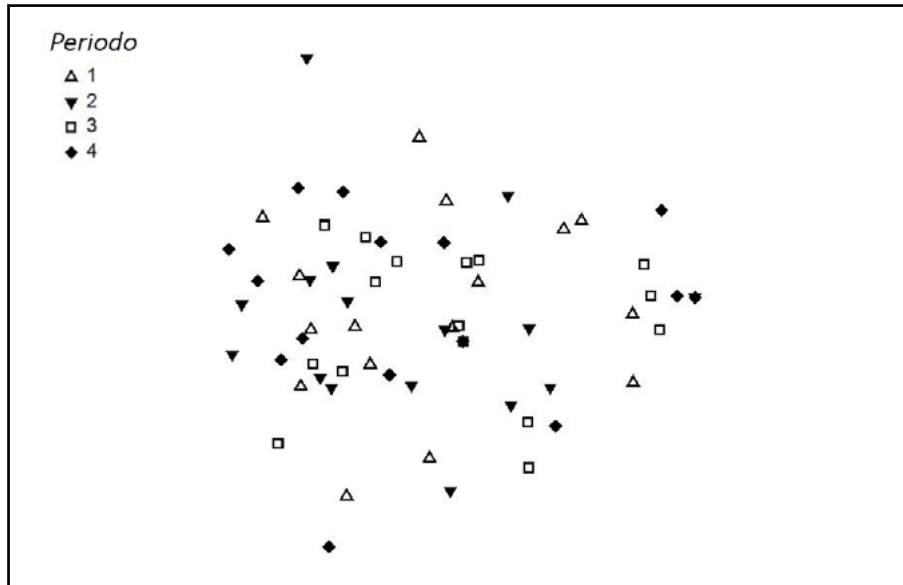


FIGURA 9 – Resultado da análise multivariada (nMDS) para os peixes coletados em janeiro e julho de 2010, no Rio Grande. (Condições ambientais: 1 – janeiro com vazão fixa; 2 – janeiro com flutuação diária de vazão; 3 – julho com vazão fixa; 4 – julho com flutuação diária de vazão) - Fonte: Adaptado de Gandini, Sampaio e Pompeu (2014).

Quando comparadas as estações seca e chuvosa e considerando as mudanças controladas na vazão, observamos que o efeito sazonal sobre a dieta foi mais pronunciado (Figura 10). A variação na alimentação dos peixes foi maior entre as estações do que entre as condições de vazão fixa e com flutuação diária da vazão. Porém, para duas espécies invertívoras (*Leporinus amblyrhynchus* e *Eigenmannia virescens*) foram encontradas diferenças maiores na dieta em função das condições de vazão no mês de janeiro do que por efeito da sazonalidade (Figura 10) (GANDINI; SAMPAIO; POMPEU, 2014).

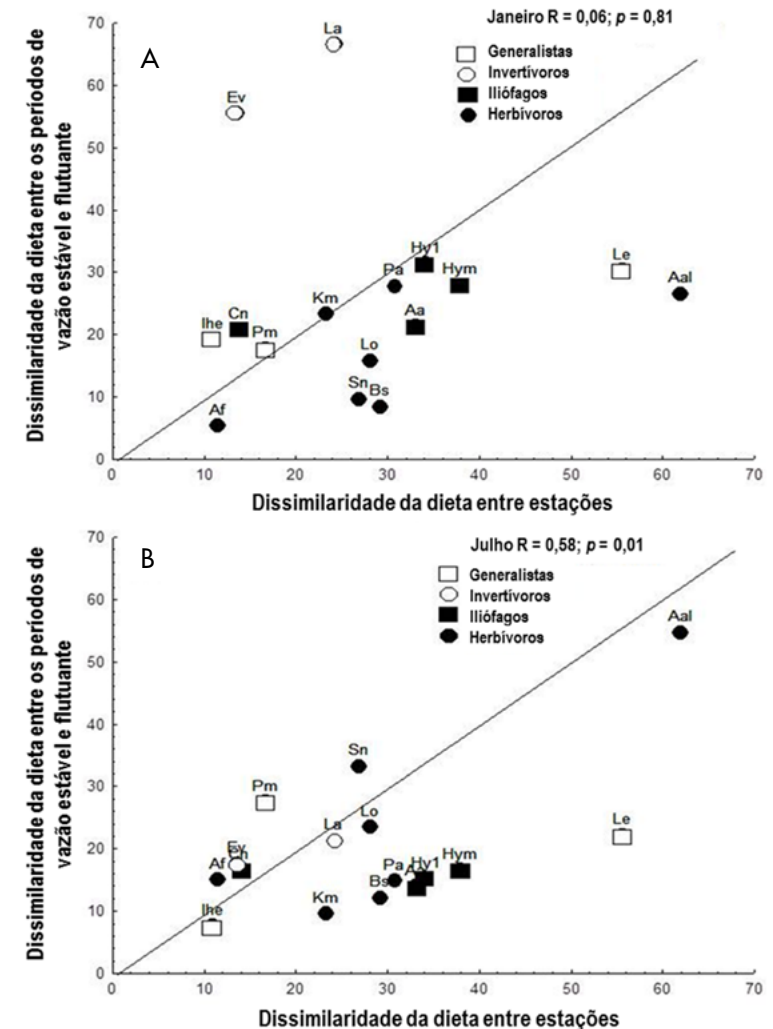
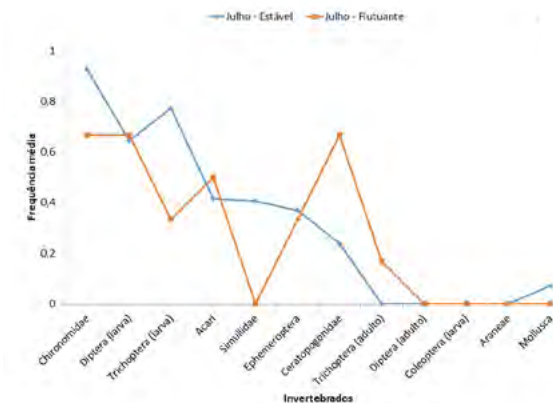
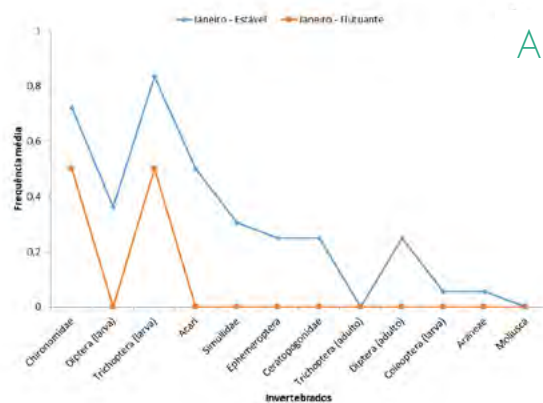


FIGURA 10 – Comparação do efeito da sazonalidade e das vazões (flutuante diariamente e fixa) nos períodos chuvoso (A) e seco (B) sobre a dissimilaridade da dieta e relação entre os fatores. A reta do gráfico representa a correlação linear, sendo indicados os valores de R e p. Aa = *Apareiodon affinis*; Aal = *Astyanax altiparanae*; Af = *Astyanax fasciatus*; Bs = *Bryconamericus stramineus*; Cn = *Cyphocharax nagelii*; Ev = *Eigenmannia virescens*; Hy1 = *Hypostomus* sp.1; Hym = *Hypostomus* aff. *margaritifer*; Ihe = *Iheringichthys labrosus*; Km = *Knodus moenkhausii*; La = *Leporinus amblyrhynchus*; Lo = *Leporinus octofasciatus*; Pa = *Piabina argentea*; Pm = *Pimelodus maculatus*; Sn = *Schizodon nasutus* - Fonte: Adaptado de Gandini, Sampaio e Pompeu (2014).

Na estação seca (Figura 10B), houve correlação para os fatores vazão e sazonalidade, o que significa que as espécies que apresentaram as maiores mudanças na dieta por causa da sazonalidade também tiveram grandes alterações devido à flutuação diária da vazão. Isso demonstra que a limitação morfológica da estrutura bucal das espécies é um dos fatores determinantes na mudança da dieta, o que pode também explicar a manutenção da preferência alimentar durante as quatro diferentes condições ambientais (GELWICK; MATTHEWS, 2007; CUNICO; AGOSTINHO, 2006).

O efeito da flutuação diária da vazão sobre a dieta dos peixes invertívoros foi verificado através da análise de SIMPER (Figura 11). A frequência média de ocorrência dos invertebrados nos estômagos destas espécies diminuiu quando foi implementada a flutuação diária de vazão, apesar de não haver diferenças estatísticas entre as condições ambientais (Teste  $\chi^2 p_{\text{médio}} = 0,9$ ). Na estação chuvosa, a riqueza e diversidade de macroinvertebrados no Rio Grande é maior do que na seca e houve mudança considerável na comunidade quando as vazões foram manipuladas (ver Capítulo 3). Provavelmente, o aumento brusco da vazão durante a noite promove o arraste dos organismos bentônicos, limitando a quantidade de recurso disponível no leito, após esse procedimento. Assim, muitos piasus (*L. amblyrhynchus*) e tenvirais (*E. virescens*) reduziram a diversidade e quantidade de invertebrados ingeridos na condição com a flutuação diária da vazão, nas estações chuvosa e seca (meses de janeiro e julho).

FIGURA 11 – Variação na frequência média de ocorrência de invertebrados nos conteúdos estomacais das espécies invertívoras *Leporinus amblyrhynchus* e *Eigenmannia virescens* na estação chuvosa (A) e seca (B) - Fonte: Os autores (2020).



#### 4.6 O QUE OS PEIXES NOS DIZEM COM RELAÇÃO AO IMPACTO DA FLUTUAÇÃO DIÁRIA?

É esperado que alterações antrópicas no regime de vazões de um rio impliquem em muitas consequências ecológicas com impactos negativos diretos sobre a biota aquática (POFF *et al.*, 1997; POFF; ZIMMERMAN, 2010). A influência de flutuação da vazão sobre a ictiofauna tem sido bem documentada (GODINHO; FERREIRA; SANTOS, 2000; FREEMAN *et al.*, 2001; LAMOUREUX *et al.*, 2006; THOMPSON *et al.*, 2011; GROWNS, 2008; POFF; ZIMMERMAN, 2010) e as respostas dos peixes apresentam-se variadas de acordo com os objetivos avaliados. Diferentes efeitos têm sido verificados como: o arraste de peixes pela variação do escoamento de um rio, principalmente juvenis (THOMPSON, 2011); o aumento da CPUE dos peixes de menores classes de tamanho (GODINHO; FERREIRA; SANTOS, 2000); evidentes instabilidades nas comunidades de espécies de pequeno porte típicas de habitats rasos e rápidos (BAIN; FINN; BOOKE, 1988).

Dentre os parâmetros avaliados para a comunidade de peixes da calha do rio, as capturas totais (CPUE total) e as de peixes de corredeira (CPUE de peixes reofílicos) foram os únicos que apresentaram diferenças significativas entre tratamentos. Esses parâmetros diminuíram na condição ambiental com flutuação diária da vazão durante a seca, ficando evidente o impacto de tal manipulação, ocasionando uma redução nas capturas de todas as espécies, sobretudo, das reofílicas. Na chuva, observou-se uma situação inversa à seca, quando esses

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e a Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro Sul (AG/CS), ambas da Cemig pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte dos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos a Yuri Caldeira pela revisão e sugestões. PSP é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303548/2017-7).

parâmetros aumentaram durante a flutuação diária de vazão. Esse aumento nas chuvas pode ser justificado pelos pulsos de vazão que normalmente ocorrem neste período e que devem disponibilizar recursos na planície de inundação. Na seca, quando o rio é naturalmente estável e confinado na calha, provavelmente ocorreu a diminuição por arraste, principalmente nas corredeiras.

Variações diárias de vazão também alteraram a estrutura das comunidades de peixes, mudando a abundância relativa de cada espécie tanto para a comunidade do caudal principal, quanto para os peixes de menor porte que vivem próximos à margem. No caso destes últimos, ficou evidenciado que tais mudanças são particularmente importantes nos momentos do dia em que tais flutuações foram implementadas.

Apesar da simulação de geração em ponta não produzir efeitos de alta intensidade para a alimentação das espécies, observamos que os peixes modificaram a proporção de consumo dos itens. Mesmo sem alterações na guilda trófica de cada espécie, o que pode ser limitado pelo aparato bucal, foi observada uma tendência de mudanças na composição da dieta, com substituição de itens. Isso pode ter sido provocado pela variação na disponibilidade do recurso alimentar em função das alterações diárias de vazão, resultando em maior esforço de forrageamento (em busca do item preferencial) e complementação da dieta com outros alimentos que eram abundantes no ambiente.

Há muitas maneiras de avaliar os requisitos de regime de vazões para rios (O'KEEFFE; HUGHES; THARME, 2002), podendo elas serem baseadas em abordagens hidrológicas, métodos de classificação hidráulica, simulação de habitat ou métodos holísticos. Propostas de hidrogramas ambientais, se associadas a respostas ecológicas, podem reduzir os impactos das barragens hidrelétricas, satisfazendo demandas de espécies ou guildas alvo (POFF *et al.*, 2010).

O estudo da dieta e de aspectos da estrutura das comunidades de peixes também tem sido considerados uma ferramenta importante para compreender os principais efeitos das barragens nos cursos de água (MÉRONA; VIGOUROUX, 2006; HAHN; FUGI, 2007). Embora o presente estudo tenha uma limitação quanto ao tempo de duração e ao curto trecho do rio analisado, observaram-se mudanças importantes nas comunidades de peixes e na capacidade de algumas espécies ajustarem sua alimentação. Essas são as primeiras informações para o Brasil sobre respostas ecológicas de peixes à alterações no regime de vazões com base em simulações de vazões programadas, que podem estimular outras pesquisas relacionadas, visando melhor comparar os impactos da geração hidrelétrica em ambientes aquáticos.



## REFERÊNCIAS

BAIN, M. B.; FINN, J. T.; BOOKE, H. E. Streamflow regulation and fish community structure. **Ecology**, v. 69, n. 2, p. 382-392, 1988.

BUNN, S. E.; ARTHINGTON, A. H. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, v. 30, n. 4, p. 492-507, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/s00267-002-2737-0>

CUNICO, A. M.; AGOSTINHO, A. A. Morphological patterns of fish and their relationships with reservoirs hydrodynamics. **Brazilian Archives of Biology and Technology**, v. 49, n. 1, p. 125-134, 2006.

FREEMAN, M. C.; BOWEN, Z. H.; BOVEE, K. D.; IRWIN, E. R. Flow and habitat effects on juvenile fish abundance in natural and altered flow regimes. **Ecological Applications**, v. 11, n. 1, p. 179-190, 2001.

FRICKE, R.; ESCHMEYER, W. N.; VANDERLAAN, R. (eds) 2020. ESCHMEYER'S CATALOG OF FISHES: GENERA, SPECIES, REFERENCES. (<http://researcharchive.calacademy.org/research/ichthyology/catalog/fishcatmain.asp>). Electronic version accessed 17 sep 2020.

GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais, Brasil. **Iheringia, Série Zoologia**, v. 102, p. 56-61, 2012.

GANDINI, C. V.; SAMPAIO, F. A. C.; POMPEU, P. S. Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. **Neotropical Ichthyology**, v. 12, n. 4, p. 795-802, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1982-0224-20130151>

GELWICK, F. P.; MATTHEWS, W. J. Trophic relations of stream fishes. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (ed.). **Methods in stream ecology**. Burlington, MA; San Diego, CA; London: Elsevier, 2007. Cap. 26, p. 611-635.

GODINHO, F. N.; FERREIRA, M. T.; SANTOS, J. M. Variation in fish community composition along an Iberian river basin from low to high discharge: relative contributions of environmental and temporal variables. **Ecology of Freshwater Fish**, v. 9, p. 22-29, 2000.

GRAÇA, W. J.; PAVANELLI, C. S. **Peixes da planície de inundação do alto rio Paraná e áreas adjacentes**. Maringá: EDUEM, 2007.

GROWNS, I. The influence of changes to river hydrology on freshwater fish in regulated rivers of the Murray-Darling basin. **Hydrobiologia**, v. 595, p. 203-211, 2008.

HAHN, N. S.; FUGI, R. Alimentação de peixes em reservatórios brasileiros: alterações e conseqüências nos estágios iniciais do represamento. **Oecologia Brasiliensis**, v. 11, p. 469-480, 2007.

HERSHEY, A. E.; FORTINO, K.; PETERSON, B. J.; ULSETH, A. J. Stream food webs. In: HAUER, F. R.; LAMBERTI, G. A. (ed.). **Methods in stream ecology**. Burlington, MA; San Diego, CA; London: Elsevier, 2007. Cap. 27, p. 637-659.

LAMOUREUX, N.; OLIVER, J. M.; CAPRA, H.; ZYLBERBLAT, M.; CHANDESRIS, A.; ROGER, P. Fish community changes after minimum flow increase: testing quantitative predictions in the Rhône river at Pierre-Bénite, France. **Freshwater Biology**, v. 51, p. 1.730-1.743, 2006.

LOWE-MCCONNELL, R. H. **Fish communities in tropical freshwaters: Their distribution, ecology and evolution**. New York: Longman, 1975.

MÉRONA, B.; VIGOUROUX, R. Diet changes in fish species from a large reservoir in South America and their impact on the trophic structure of fish assemblages (Petit-Saut Dam, French Guiana). **Annales de Limnologie - International Journal of Limnology**, v. 42, p. 53-61, 2006.

NICO, L. G.; TAPHORN, D. C. Food habits of piranhas in the low llanos of Venezuela. **Biotropica**, v. 20, p. 311-321, 1988.

O'KEEFFE, J.; HUGHES, D.; THARME, R. Linking ecological responses to altered flows, for use in environmental flow assessments: the Flow Stressor – Response method. **SIL Proceedings, 1922-2010**, v. 28, n. 1, p. 84-92, 2002. Disponível em: <https://doi.org/10.1080/03680770.2001.11902550>

POFF, N. L.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; ... STROMBERG, J. C. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **BioScience**, v. 47, n. 11, p. 769-784, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.2307/1313099>

POFF, N. L.; RICHTER, B. D.; ARTHINGTON, A. H.; BUNN, S. E.; NAIMAN, R. J.; KENDY, E.; ... WARNER, A. The ecological limits of hydrologic alteration (ELOHA): a new framework for developing regional environmental flow standards. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 1, p. 147-170, 2010. Disponível em: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2009.02204.x>

POFF, N. L.; ZIMMERMAN, J. K. H. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. **Freshwater Biology**, v. 55, p. 194-205, 2010.

THOMPSON, L. C.; COCHERELL, S. A.; CHUN, S. N.; CECH, J. J.; KLINLEY, A. P. Longitudinal movement of fish in response to a single-day flow pulse. **Environmental Biology of Fishes**, v. 90, n. 3, p. 253-261, 2011.

TUPINAMBÁS, T. H.; POMPEU, P. S.; GANDINI, C. V.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assessments. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n. 1, p. 157-164, 2015. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/1519-6984.09913>

WELCOMME, R. L. River fisheries. **FAO Fisheries Technical Paper**, n. 262, 1985.

## SÉRIE PEIXE VIVO

### ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

#### CAPÍTULO 5

### REGIME ECOLÓGICO DE VAZÕES A JUSANTE DE USINAS HIDRELÉTRICAS

SANTOS, H. A.; SOARES, L. M. V.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S.; GANDINI, C. V.; CASTRO, D. M. P.; SAMPAIO, F. A. C.; FRANÇA, J. S. Regime ecológico de vazões a jusante de usinas hidrelétricas. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 113-132 (Série Peixe Vivo, 8). DOI: 10.5935/VIII.2020CAP.005

## 5.1 INTRODUÇÃO

Na matriz elétrica brasileira, as fontes hídricas desempenham papel importante no atendimento à demanda de energia. Para geração de energia hidrelétrica, são construídas barragens que regularizam a vazão afluente de um rio por meio da formação de um reservatório. Em função da demanda de energia, a operação do reservatório determina variações de vazões e consequentes mudanças nos níveis de água a jusante da barragem, de caráter diário (especialmente para atendimento da demanda elétrica no horário de pico de consumo) ou sazonal (em função da disponibilidade hídrica nas estações chuvosa e seca). Neste livro, as vazões a jusante de usinas serão denominadas vazões operadas pela companhia energética.

Mudanças nos padrões de vazões podem, indiretamente, alterar a composição, estrutura e função de ecossistemas aquáticos, em razão de modificações em características físicas de habitat, como, por exemplo: temperatura da água; concentração de oxigênio dissolvido; tamanho do substrato (RICHTER *et al.*, 1996). Nos capítulos 3 e 4 deste livro, foram apresentadas e discutidas as alterações nas comunidades de macroinvertebrados e peixes a jusante da Usina Hidrelétrica Itutinga (UHE Itutinga).

Buscando assegurar condições mínimas para a manutenção dos ecossistemas aquáticos fluviais, estudos de determinação de vazões ecológicas têm sido desenvolvidos em todo mundo (THARME, 2003). Neste capítulo, apresentamos a metodologia utilizada no Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 para proposição de um regime ecológico de vazões a partir da quantificação das alterações que ocorrem após a instalação e operação de um barramento hidrelétrico. Para isso, foram utilizados: i) a análise de indicadores de alteração hidrológica (IHA); e ii) os resultados das respostas biológicas das comunidades de peixes e macroinvertebrados aquáticos em experimentos de manipulação de picos de vazões, avançando nos campos da ecohidráulica.

O resultado do presente estudo é uma ferramenta que possibilitará a operação de um reservatório hidrelétrico em atendimento às demandas ambientais existentes (regime ecológico de vazões) a jusante do barramento. Ressalta-se que este é o primeiro estudo realizado em território brasileiro cuja metodologia foi elaborada a partir de dados reais, amostrados após alteração nas operações padrões de uma usina hidrelétrica em um grande rio.

## 5.2 MATERIAL E MÉTODOS

### 5.2.1 Modelo para geração da série sintética de vazões

Para simular o comportamento do regime de vazões no trecho a jusante da UHE Itutinga, adotou-se um modelo hidrológico. As vazões das estações chuvosa e seca foram avaliadas separadamente, obtendo-se duas séries temporais com seus respectivos tratamentos estatísticos. Segundo Brandão (2004), o modelo hidrológico adequado deve ter um caráter estocástico, uma vez que as vazões naturais afluentes aos reservatórios ao longo do tempo são variáveis aleatórias cujas realizações futuras são desconhecidas. A série histórica de chuvas e, consequentemente de vazões, ocorre segundo um conjunto de leis probabilísticas. Assim, através de estudos desta probabilidade, é possível criar modelos que simulam um provável padrão hidrológico (KELMAN, 1987).

Segundo Morettin e Toloi (2006), um modelo hidrológico clássico para as séries temporais é dado como a soma de três componentes: uma tendência, uma componente sazonal e um termo aleatório, conforme a equação 1:

$$Z_t = T_t + S_t + a_t$$

1

A tendência ( $T_t$ ) pode ser crescente ou decrescente; a componente sazonal ( $S_t$ ) aparece quando as observações são intra-anuais, apresentando uma periodicidade; e a componente aleatória ( $a_t$ ) é também denominada residual ou irregular.

O processo de seleção de um modelo e de estimativa de seus parâmetros é realizado a partir de inferências na série histórica (KELMAN, 1987). Em geral, devem ser analisadas, dentre outros parâmetros, a estacionariedade, as estruturas de autocorrelação temporal e as correlações espaciais (BRANDÃO, 2004).

A seleção do modelo mais apropriado à definição de vazões a jusante da UHE Itutinga no Rio Grande baseou-se nas funções de autocorrelação e autocorrelação parcial. Adotou-se o modelo autorregressivo (AR), que utiliza como variáveis de entrada apenas valores da própria série a ser prevista. Trata-se de um modelo linear baseado na preservação das características estatísticas das séries históricas, assumindo que o valor atual de uma dada variável é a soma de um termo determinístico, que depende dos valores verificados no passado, e de uma variável

aleatória, independentemente do tempo, conhecida como ruído (BRANDÃO, 2004). O modelo autorregressivo é designado por Salas (1993) como na equação 2:

$$y_t = \mu + \sum_{j=1}^p \phi_j (y_{t-j} - \mu) + \varepsilon_t \quad 2$$

onde  $y_t$  é a variável aleatória modelada, isto é, a série temporal em estudo;  $\mu$  o parâmetro estimado pela média da série;  $p$  a ordem do modelo, que indica o grau de autocorrelação temporal;  $\phi$  o parâmetro estimado pelas equações de Yule-Walker (YULE, 1927; WALKER, 1931); e  $\varepsilon_t$  a variável aleatória.

O tratamento estatístico foi realizado empregando-se o software R e as análises foram consideradas significativas com p-valor inferior a 5%. A série histórica foi constituída pelo período pós-impacto (série de vazões de 1991 a 2011, após a construção da barragem de Itutinga em 1955). Empregou-se o intervalo de tempo diário e realizou-se o teste estatístico não paramétrico Mann-Kendall para análise de tendência da série. A ordem do modelo foi obtida utilizando equações de Yule-Walker (YULE, 1927; WALKER, 1931).

### 5.2.2 Critérios ecológicos e hidrológicos para definição do regime ecológico de vazões

A partir da modelagem hidrológica, gerou-se uma série de vazões diárias para um período de 20 anos (1991-2011). Em seguida, para os indicadores hidrológicos que apresentaram elevado grau de alteração (apresentado no Capítulo 2), foram inseridas restrições às vazões baseadas na resposta das comunidades aquáticas a diferentes cenários de vazão manipulados pela UHE Itutinga.

Os valores apresentados como restrição para cada indicador hidrológico foram obtidos a partir da série pré-impacto (série de vazões dos anos anteriores à construção da UHE Itutinga). Buscou-se aproximar os valores observados no período pós-impacto (1991-2011) aos valores ocorridos no regime natural (1934-1954). Em razão da elevada alteração existente para determinados indicadores, não foi possível retorná-los aos valores de referência. Adotou-se, portanto, o valor mais próximo do desejado a fim de alcançar a viabilidade operacional das restrições.

As restrições referentes à magnitude das vazões mensais foram definidas a partir do estudo das comunidades de macroinvertebrados bentônicos e de peixes (capítulos 3 e 4, respectivamente). Para avaliação dessas comunidades,

foram estudadas diferentes métricas relacionadas à sua estrutura – para macroinvertebrados: densidade, diversidade Shannon-Wiener, equitabilidade de Pielou e riqueza taxonômica; para peixes: captura por unidade de esforço (CPUE) em número e em biomassa. De acordo com as alterações nestas métricas em resposta às mudanças nas vazões, os efeitos dos experimentos de magnitude foram classificados em favoráveis, desfavoráveis ou neutros.

Para as métricas biológicas referentes a macroinvertebrados bentônicos e peixes, a normalidade foi verificada pelo teste de Kolmogorov-Smirnov (p-valor < 0,05). Em seguida foi aplicado teste de variância simples (one-way ANOVA, p-valor < 0,05) e teste de Duncan para comparação de médias, ambos realizados com o software Statistica. Para cada métrica biológica, o valor mais elevado foi considerado como valor de referência, uma vez que não há registros anteriores para estas métricas biológicas no ecossistema em estudo. As variáveis que não apresentaram diferença significativa segundo o teste de Duncan foram classificadas como “favoráveis” e as demais foram classificadas como “desfavoráveis”. Os valores “desfavoráveis” foram impostos como restrições na modelagem hidrológica do regime ecológico de vazões.

Para analisar a operação da UHE Itutinga após a finalização do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, dados horários de 2011 a 2019 da estação fluviométrica a jusante da UHE Itutinga (código 61065090 – Cemig) foram utilizados. Para cada dia do ano, foi calculada a média com os valores da série de 2011 a 2019 e, em seguida, gerado um hidrograma do ano hidrológico (outubro a setembro).

## 5.3 RESULTADOS

### 5.3.1 Modelo para geração da série sintética de vazões

O teste Mann-Kendall forneceu os coeficientes de correlação para os períodos de seca e de chuva (Tabela 1). Ambos os períodos apresentaram não estacionariedade, com tendência negativa a um nível de significância de 5%.

TABELA 1 – Coeficientes do teste não paramétrico Mann-Kendall.

	COEFICIENTE DE CORRELAÇÃO MANN-KENDALL	p-VALOR
Período de seca	- 0,201	< 0.001
Período de chuva	- 0,021	< 0.05

O correlograma referente ao período de seca apresentou padrão de decaimento lento (Figura 1A), indicando ausência de estacionariedade, o que confirma a existência de tendência apresentada pelo teste Mann-Kendall. O correlograma parcial desse período apresentou valores significativos, não nulos, até a defasagem cinco (Figura 1B). O correlograma parcial indica que o modelo autorregressivo dessa série apresenta ordem cinco.

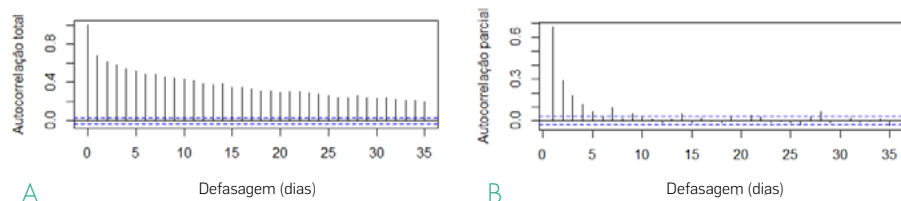


FIGURA 1 – Correlograma total (A) e correlograma parcial (B) do período de seca - Fonte: Os autores (2020).

O correlograma total do período chuvoso (Figura 2A) também apresentou padrão de decaimento lento, corroborando a existência de tendência apresentada pelo teste Mann-Kendall. Essa série apresenta correlação de curto prazo e o correlograma parcial apresentou três picos significativos (Figura 2B), indicando que o modelo autorregressivo apresenta ordem três.

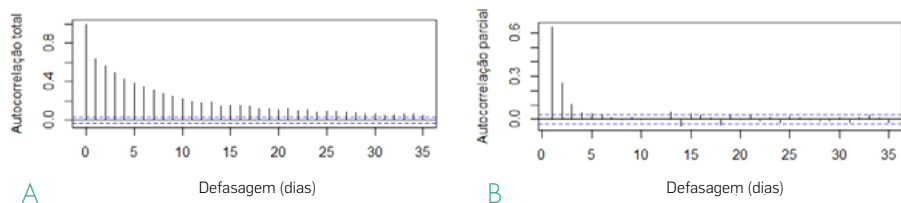


FIGURA 2 – Correlograma total (A) e correlograma parcial (B) do período de chuva - Fonte: Os autores (2020).

A série sintética do regime hidrológico obtida pelo modelo linear autorregressivo (AR) é apresentada na Figura 3 e os coeficientes obtidos para as estações de seca e chuvosa, na Tabela 2. O modelo estocástico autorregressivo permitiu a simulação hidrológica do período pós-impacto. Apesar de sua arquitetura simples, esse modelo mostrou-se satisfatório na predição de séries temporais (BRANDÃO, 2004) e está entre os mais amplamente aplicados na análise de séries hidrológicas (AMADEU, 2011). Esse modelo atuou como etapa inicial no desenvolvimento do hidrograma ambiental para o trecho a jusante da UHE Itutinga.

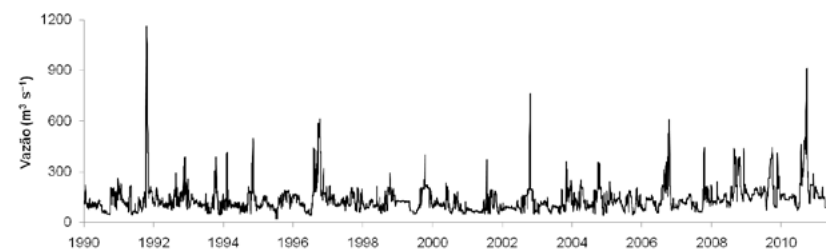


FIGURA 3 – Série sintética do regime hidrológico a jusante da UHE Itutinga durante os anos 1991-2011 - Fonte: Os autores (2020).

TABELA 2 – Coeficientes do modelo autorregressivo para os períodos de seca e de chuva a jusante da UHE Itutinga, Rio Grande, MG - Fonte: Os autores (2020).

	$\Phi_1$	$\Phi_2$	$\Phi_3$	$\Phi_4$	$\Phi_5$
Período de seca	0,676	0,287	0,178	0,117	0,064
Período de chuva	0,645	0,252	0,104	-	-

### 5.3.2 Critérios ecológicos para definição do regime ecológico de vazões

As variáveis abióticas apresentaram valores típicos de trechos regulados por usinas hidrelétricas, com pH próximo ao neutro e baixos valores de turbidez, sólidos totais em suspensão, nitrogênio total e fósforo total. Os valores observados não ultrapassaram os limites estabelecidos pela Resolução Conama nº 357 (BRASIL, 2005) para águas Classe 2, como apresentado no capítulo 3 deste livro. Assim, os fatores abióticos não foram inseridos na determinação das restrições ao modelo.

Na avaliação da comunidade de macroinvertebrados bentônicos, foram encontrados 36 táxons, sendo 33 artrópodes, 2 anelídeos e 1 molusco. *Chironomidae* (Diptera) foi a Família dominante (> 80%) em todos os cenários amostrados. Os maiores valores de riqueza taxonômica e diversidade de Shannon-Wiener das comunidades de macroinvertebrados bentônicos amostrados no sedimento foram observados no período chuvoso (com vazão constante de 323 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>). Por outro lado, a densidade de organismos foi maior no período de seca. A variabilidade sazonal dessas métricas em resposta aos diferentes cenários de vazões pode estar relacionada à variação na heterogeneidade de habitats disponíveis que oferecem recursos como abrigo, alimentação e sítios para reprodução. Isso indica a importância das flutuações extremas de vazão para a manutenção da estrutura taxonômica e funcional das comunidades de macroinvertebrados bentônicos (CASTRO; HUGHES; CALLISTO, 2013a; 2013b; TUPINAMBÁS *et al.*, 2014; 2016).

Com os resultados obtidos para vazão constante, nossa equipe multidisciplinar adotou a vazão ecológica mínima de 76 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> no período de seca, que posteriormente foi considerada uma restrição ao modelo do regime ecológico (Tabela 3). Para o período chuvoso, a vazão mínima sugerida foi de 96 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>.

TABELA 3 – Parâmetros estimados para a comunidade de macroinvertebrados bentônicos mediante experimentos de vazão (vazão constante e picos diários de vazão). As células em cinza-claro correspondem às vazões favoráveis e, em cinza-escuro, às vazões desfavoráveis - Fonte: Os autores (2020).

Período chuvoso	VAZÃO CONSTANTE				PICOS DIÁRIOS DE VAZÃO
	Jan-2010	Mar-2010	Mar-2011	Nov-2011	Fev-2010
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	327	96	222	110	380-480
Densidade (ind m <sup>-2</sup> )	364	535	216	634	13,97
Diversidade	0,59	0,32	0,34	0,32	
Equitabilidade	0,46	0,26	0,30	0,25	
Riqueza	4	3	2	3	35
Total de indivíduos	29	43	17	51	
Período de seca	Jul-2010	Out-2010	Jun-2011	Ago-2011	Jul-2010
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	108	76	109	65	110-170
Densidade (ind m <sup>-2</sup> )	957	1004	731	812	18,54
Diversidade	0,30	0,39	0,27	0,20	
Equitabilidade	0,25	0,33	0,20	0,18	
Riqueza	3	3	2	2	28
Total de indivíduos	77	84	58	65	

Os resultados das amostras de invertebrados em *drift* foram obtidos a partir da comparação entre os valores registrados nos períodos com vazão constante e o regime de vazão diária flutuante, como descrito no capítulo 3 deste livro. No total, foram coletados 31.924 organismos distribuídos em 46 táxons.

Os experimentos com picos diários de vazão (*hydropeaking*), apresentaram maior densidade total de invertebrados no *drift* no período de chuvas (faixa de vazão 380-480 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>) e menor no período de seca (faixa de vazão 110-170 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>).

A riqueza não variou significativamente entre os períodos de vazão constante e *hydropeaking*, tanto no período chuvoso quanto no de seca, indicando que as flutuações de vazão não tiveram influência sobre o número de táxons encontrados no *drift*. Todavia, foram observadas diferenças significativas em relação à composição taxonômica entre os períodos de vazão constante e *hydropeaking*, em ambos os períodos sazonais.

Quanto à ictiofauna, foram capturados 19.555 indivíduos pertencentes a 48 espécies, como indicado no capítulo 4 deste livro. Comparando as amostras coletadas nos períodos de chuvas e de seca, foram observadas diferenças na captura por unidade de esforço em número (CPUEn) e biomassa (CPUEb) das espécies migratórias, com maiores valores no período de chuva. De acordo com estudos prévios, essas diferenças eram esperadas para as espécies de peixes tropicais, pois muitas delas migram em direção a montante para reprodução logo no início de períodos chuvosos, em movimento de piracema (BONETTO; CÂNON-VERON; ROLDAN, 1981; AGOSTINHO *et al.*, 1993; GOMES; AGOSTINHO, 1997).

Com relação aos experimentos com vazão constante, apenas durante o período chuvoso a comunidade de peixes mostrou diferenças significativas em relação à abundância de diferentes grupos, entre os distintos cenários de vazões (Tabela 4). Entretanto, a tendência observada indicou que, independentemente da magnitude das vazões, as métricas calculadas (densidade e biomassa) estiveram mais relacionadas com o período sazonal de realização do experimento. Como exemplo, os três primeiros experimentos realizados em janeiro de 2010, março de 2010 e março de 2011, com vazões de 327 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, 96 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> e 222 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>, respectivamente, apresentaram maiores capturas de peixes migratórios e reofílicos, em relação ao experimento em novembro de 2011, com vazão de 110 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup>. Assim, nesses períodos que coincidem com a estação reprodutiva da maior parte das espécies de peixes (AGOSTINHO *et al.*, 1993), as variações observadas devem estar mais relacionadas com deslocamentos entre os habitats de alimentação e desova do que com os valores de vazão operados pela Usina.

Assim, com os resultados obtidos, os especialistas em ictiofauna não adotaram nenhum valor de restrição mínima de vazão ecológica no período de seca. No período de chuva, foram sugeridos 96 m<sup>3</sup>s<sup>-1</sup> como vazão mínima (Tabela 4).

**TABELA 4** – Parâmetros estimados para a comunidade de peixes, em termos de capturas por unidade de esforço (CPUEn) e biomassa por unidade de esforço (CPUEb), especificados por grupos de espécies de peixes (mig = migradores de longa distância; reof = reofílicos) mediante experimentos de vazão (vazão constante e picos diários de vazão). As células em cinza-claro correspondem às vazões favoráveis e em cinza-escuro, às vazões desfavoráveis - Fonte: Os autores (2020).

	VAZÃO CONSTANTE				PICOS DIÁRIOS DE VAZÃO
	Jan-2010	Mar-2010	Mar-2011	Nov-2011	Fev-2010
<b>Período de chuva</b>					
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	327	96	222	110	380–480
CPUEnmig	13,40	9,10	15,10	3,50	20,20
CPUEbmig	3,76	2,13	2,62	0,61	3,45
CPUEnreof	49,00	89,90	43,40	40,10	83,30
CPUEbreof	4,49	4,26	3,84	1,71	5,96
<b>Período de seca</b>					
Vazão (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	108	76	109	65	110–170
CPUEnmig	3,50	4,20	8,00	3,70	2,30
CPUEb mig	0,50	1,10	2,40	0,32	0,49
CPUEnreof	39,60	88,30	57,80	59,00	24,00
CPUEbreof	1,55	3,60	3,71	1,86	0,95

Os experimentos de *hydropeaking* afetaram a abundância das espécies de peixes migratórios e reofílicos conforme o período sazonal (Tabela 4). Durante o período chuvoso, em geral, a CPUEn e a CPUEb aumentaram durante o experimento de vazão constante. Os peixes foram mais sensíveis aos picos diários de vazão no período de seca, quando as oscilações de vazão levaram à redução nas capturas. Provavelmente, isso foi devido ao arraste de organismos (GORE, 1977; CORRARINO; BRUSVEN, 1983; PERRY; PERRY, 1986; GARCIA DE JALON *et al.*, 1988), visto que a seca é o período quando não ocorrem mudanças bruscas de vazão naturalmente.

### 5.3.3 Critérios hidrológicos para definição do regime ecológico de vazões

Os indicadores IHA evidenciaram a regularização do regime hidrológico após a construção e operação da UHE Itutinga no Rio Grande, com redução dos valores máximos de inundações e o aumento das vazões no período de seca.

Em função das alterações indicadas pelo RVA para o regime de vazões da UHE Itutinga, são propostos períodos maiores de vazão reduzida, evitando as variações bruscas em curtos períodos de tempo. Além disso, constatou-se que o dia em que ocorre a vazão mínima anual mudou drasticamente após a construção do barramento, ocorrendo em diferentes meses do ano, inclusive no período chuvoso. A ocorrência do período mais severo de seca é responsável pela manutenção de áreas secas para colonização de plantas, criação de condições de estresse para seleção de indivíduos mais resistentes e estruturação de ecossistemas aquáticos através de fatores abióticos e bióticos (RICHTER *et al.*, 1998). Assim, com base nas manipulações realizadas a jusante da UHE Itutinga, recomenda-se que a vazão mínima anual ocorra em setembro (final do período de seca), mês em que, anteriormente à construção da barragem, ocorriam os valores mínimos de vazão (Tabela 5).

**TABELA 5** – Indicadores de alteração hidrológica (Capítulo 2) que apresentaram elevada alteração a jusante da UHE Itutinga e que foram considerados para definir o regime ecológico, segundo as restrições biológicas apresentadas na última coluna - Fonte: Os autores (2020).

INDICADOR DE ALTERAÇÃO HIDROLÓGICA	REGIME NATURAL	REGIME ALTERADO	RESTRIÇÕES BIOLÓGICAS
Magnitude da vazão de outubro (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	68	89	Peixes: vazão mínima de 96 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> Macroinvertebrados: vazão mínima de 96 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Magnitude da vazão de abril, julho, agosto e setembro (m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup> )	129; 75; 64; 60	92; 85; 83; 84	Peixes: sem restrição* Macroinvertebrados: vazão mínima de 76 m <sup>3</sup> s <sup>-1</sup>
Dia em que ocorre a vazão mínima anual	Setembro	Não há padrão	Assegurar que a vazão mínima ocorra em setembro
Frequência dos pulsos baixos por ano	4	11	Reduzir a frequência de pulsos baixos por ano**
Duração dos pulsos baixos por ano (dias)	7	2	Aumentar a duração dos pulsos baixos por ano**
Frequência de mudança entre flutuações positivas e negativas	82	187	Reduzir o número de inversões***

\* A amplitude das vazões se baseia nos cenários favoráveis e desfavoráveis.

\*\* No hidrograma ambiental final (Figura 4A), sete pulsos baixos foram obtidos, com duração média de sete dias.

\*\*\* Inversões são os eventos de mudança entre flutuações positivas e negativas entre dias consecutivos. No hidrograma ambiental final (Figura 4A), foram registradas 115 inversões.



### 5.3.4 Regime ecológico de vazões

O regime ecológico proposto apresenta maior faixa de variabilidade durante o período chuvoso, favorecendo a ocorrência de picos de cheias (Figura 4A). A magnitude das vazões varia de  $96 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  a  $253 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  durante o período chuvoso e de  $76 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  a  $121 \text{ m}^3\text{s}^{-1}$  no período de seca, refletindo a menor variabilidade que ocorre naturalmente neste período e o atendimento da vazão ecológica, estabelecida como valor mínimo a ser mantido, que limitou inferiormente a faixa de vazões. Este hidrograma apresenta um padrão mais próximo ao do regime natural, com vazões mínimas em agosto e setembro e inundações em dezembro, janeiro e fevereiro (Figura 4B).

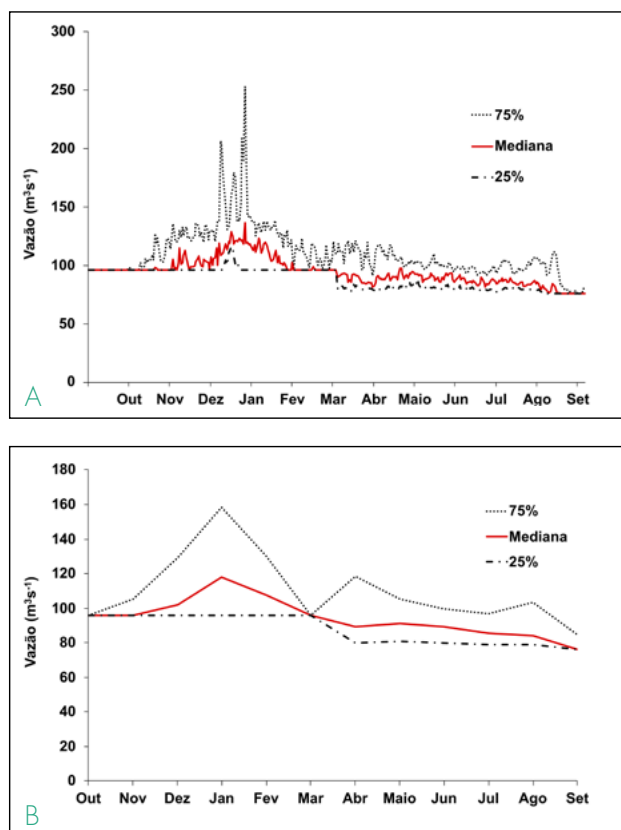


FIGURA 4 – Regime ecológico de vazões modelado para o período de 1º de outubro de 2011 a 30 de setembro de 2012 com dados A) diários e B) mensais - Fonte: Os autores (2020).

### 5.3.5 A operação recente da usina hidrelétrica atende às demandas do hidrograma ambiental?

A operação da UHE Itutinga, após a finalização do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 (entre 2011 e 2019), apresentou valores médios de vazão abaixo dos sugeridos no regime ecológico de vazões entre os meses de março e setembro (Figura 5). A operação nessas condições é impactante para as comunidades aquáticas (peixes e macroinvertebrados) que apresentaram restrições para magnitude de vazões mínimas (limites inferiores). Soma-se a isso a ocorrência de eventos extremos de seca fora do mês proposto no regime ecológico de vazões (setembro). Entre 2011 e 2019, eventos extremos de seca gerados pela operação da UHE Itutinga ocorreram inclusive em mês não típico nessa estação (durante o ano hidrológico de 2011-2012, a vazão mínima anual ocorreu em maio).

Com relação ao limite superior, destaca-se que as vazões foram maiores nos meses de outubro a fevereiro (Figura 5). Entretanto, magnitudes de vazão elevadas não foram restrições apontadas para as comunidades de peixes e macroinvertebrados.

Percebe-se, portanto, que para atendimento às respostas ecológicas são necessários ajustes na forma de operação da UHE Itutinga e na sequência de reservatórios em cascata no Rio Grande. Esses devem ser negociados com o Operador Nacional do Sistema Elétrico (ONS), uma vez que o sistema de geração de energia elétrica no Brasil é totalmente interligado entre as regiões do país.

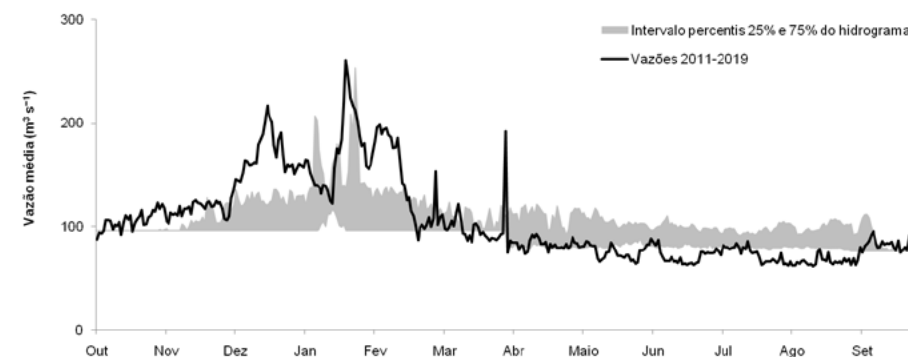


FIGURA 5 – Operação da UHE Itutinga em comparação com o hidrograma ambiental: linha preta indica média das vazões operadas entre 2011 e 2019 e área cinza indica limites sugeridos para o regime ecológico de vazões - Fonte: Os autores (2020).

## 5.4 RECOMENDAÇÕES PARA OPERAÇÃO DAS VAZÕES NA UHE ITUTINGA

As seguintes recomendações referentes às vazões operadas pela UHE Itutinga são propostas, visando atender às restrições ambientais das comunidades estudadas de macroinvertebrados e peixes:

- Magnitude das vazões a jusante da UHE Itutinga: o período de seca (abril a setembro) apresentou maiores valores de vazão em relação à série anterior à construção do barramento. As respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados bentônicos foram desfavoráveis a essa alteração. Portanto, é sugerida operação de vazões dentro dos limites do hidrograma ambiental no período de seca;
- Duração de eventos extremos: recomenda-se a redução na duração de eventos de vazões elevadas, bem como na duração de eventos de vazão reduzida. De acordo com Richter *et al.* (1996), tais alterações podem impactar o ciclo de vida de espécies ou o grau de acumulação dos efeitos estressantes. Portanto, deve-se evitar flutuação diária dos valores de vazão em períodos chuvoso e de seca prolongados, garantindo pelo menos 37 dias consecutivos de vazões elevadas ou reduzidas;
- Período de ocorrência de eventos extremos de seca: deve-se evitar a ocorrência da vazão mínima anual fora do período de seca. As respostas das comunidades de peixes e macroinvertebrados foram desfavoráveis a essa alteração. Portanto, a vazão mínima anual deve ocorrer no mês de setembro, como verificado na série anterior à construção do barramento;
- Taxa de mudança das condições hidrológicas: a elevação da vazão ocorreu gradualmente ao longo dos dias e sua redução aconteceu de forma brusca. Sugere-se que a redução da vazão ao longo dos dias também se dê gradualmente.

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e à Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro-Sul (AG/CS), ambas da Cemig pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte dos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos a Yuri Caldeira pela revisão e sugestões. MC é bolsista produtividade CNPq (Proc. Nº 303380/2015-2) e pesquisador mineiro (FAPEMIG PPM 00104-18). DMPC é bolsista pós-doc Aneel-Cemig P&D GT-611 e JSF é bolsista PCI/INMA-MCTI/CNPq. PSP é bolsista produtividade CNPq (Proc. No. 303548/2017-7).

## REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A. A.; VAZZOLER, A. E. A.; GOMES, L. C.; OKADA, E. K. Estratificación espacial y comportamiento de *Prochilodus scrofa* en distintas fases del ciclo de vida, en la planicie de inundación del alto Río Paraná y embalse de Itaipu, Paraná, Brasil. **Revue d'hydrobiologie tropicale**, v. 26, n. 1, p. 79-90, 1993.

AMADEU, J. R. **Desenvolvimento de modelos para previsão de spread do preço de energia elétrica no mercado de curto prazo**. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Elétrica com ênfase em Sistemas de Energia e Automação) – Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, SP, 2011.

BONETTO, A. A.; CÂNON-VERON, M.; ROLDAN, D. Nuevos aportes al conocimiento de las migraciones de peces en el Río Paraná. **Ecosur**, v. 8, n. 16, p. 29-40, 1981.

BRANDÃO, J. L. B. **Modelo para operação de sistemas de reservatórios com usos múltiplos**. Tese (Doutorado em Engenharia Hidráulica) – Escola Politécnica, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2004.

BRASIL. Resolução Conama nº 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 18 mar. 2005.

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. **Annales de Limnologie – International Journal of Limnology**, v. 49, n. 3, p. 169-177, 2013a. Disponível em: <https://doi.org/10.1051/limn/2013051>

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. **Brazilian Journal of Biology**, v. 73, n. 4, p. 775-782, 2013b. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000400013>

CORRARINO, C. A.; BRUSVEN, M. A. The effects of reduced stream discharge on insect drift and stranding of near shore insects. **Freshwater Invertebrate Biology**, v. 2, n. 2, p. 88-98, 1983.

GARCIA DE JALON, D.; MONTES, C.; BARCELO, E.; CASADO, C.; MENES, F. Effects of hydroelectric scheme on fluvial ecosystems within the Spanish Pyrenees. **Regulated Rivers: Research and Management**, v. 2, n. 4, p. 479-491, 1988.

GOMES, L. C.; AGOSTINHO, A. A. Influence of the flooding regime on the nutritional state and juvenile recruitment of the curimba, *Prochilodus scrofa*, Steindachner, in upper Paraná River, Brazil. **Fisheries Management and Ecology**, v. 4, n. 4, p. 263-274, 1997. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1365-2400.1997.00119.x>

GORE, J. A. Reservoir manipulations and benthic macroinvertebrates in a Prairie River. **Hydrobiologia**, v. 55, n. 2, p. 113-123, 1977. Disponível em: <https://doi.org/10.1007/BF00021052>

KELMAN, J. Modelos estocásticos no gerenciamento dos recursos hídricos. *In*: BARTH, F. T.; POMPEU, C. T.; FILL, H. D.; TUCCI, C. E. M.; KELMAN, J.; BRAGA JUNIOR, B. P. F. **Modelos para gerenciamento de recursos hídricos**. São Paulo: Nobel/ABRH, 1987. p. 326-424.

MORETTIN, P. A.; TOLOI, C. M. C. **Análise de séries temporais**. 2. ed. São Paulo: ABE – Projeto Fisher/ Edgard Blücher, 2006.

PERRY, S. A.; PERRY, W. B. Effects of experimental flow regulation on invertebrate drift and stranding in the Flathead and Kootenai Rivers, Montana, USA. **Hydrobiologia**, v. 134, p. 171-182, 1986.

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; BRAUN, D. P.; POWELL, J. A spatial assessment of hydrologic alteration within a river network. **Regulated Rivers: Research & Management**, v. 14, n. 4, p. 329-340, 1998. Disponível em: [https://doi.org/10.1002/\(SICI\)1099-1646\(199807/08\)14:4%3C329::AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E](https://doi.org/10.1002/(SICI)1099-1646(199807/08)14:4%3C329::AID-RRR505%3E3.0.CO;2-E)

RICHTER, B. D.; BAUMGARTNER, J. V.; POWELL, J.; BRAUN, D. P. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology**, v. 10, n. 4, p. 1.163-1.174, 1996. Disponível em: <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1996.10041163.x>

SALAS, J. D. Analysis and modeling of hydrological time series. *In*: MAIDMENT, D. R. (ed.). **Handbook of hydrology**. New York: McGraw-Hill, 1993. p. 19.1-19.72.

THARME, R. E. A global perspective on environmental flow assessment: emerging trends in the development and application of environmental flow methodologies for rivers. **River Research and Applications**, v. 19, n. 5-6, p. 397-441, 2003. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/rra.736>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; HUGHES, S. J.; VARANDAS, S. G.; CALLISTO, M. Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river. **Ecohydrology**, v. 9, n. 3, p. 460-471, 2016. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1649>

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; VARANDAS, S. G.; HUGHES, S. J.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. **Ecohydrology**, v. 7, n. 2, p. 828-842, 2014. Disponível em: <https://doi.org/10.1002/eco.1406>

WALKER, G. On periodicity in series of related terms. **Proceedings of the Royal Society London**, v. 131, p. 518-532, 1931.

YULE, G. U. On a method of investigating periodicities in disturbed series, with special reference to Wolfer's sunspot numbers. **Philosophical Transactions of the Royal Society**, v. 226, p. 267-298, 1927.

## SÉRIE PEIXE VIVO

---

### ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

#### CAPÍTULO 6

### CONCLUSÕES DO PROJETO P&D ANEEL-CEMIG GT-203 & PERSPECTIVAS FUTURAS

SANTOS, H. A.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S. Conclusões do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 e perspectivas futuras. In: SANTOS, H. A.; POMPEU, P. S.; CALLISTO, M. (org.). Alterações hidrológicas a jusante de uma hidrelétrica: efeitos ecológicos e proposições. Belo Horizonte: Cemig, 2020. p. 133-136 (Série Peixe Vivo, 8). DOI: 10.5935/VIII.2020CAP.006.

## 6.1 CONCLUSÕES

As experiências de manipulação de vazões na UHE de Itutinga indicam que a magnitude de vazões a jusante pode alterar significativamente as comunidades de peixes e macroinvertebrados. A oscilação das vazões ou picos diários (*hydropeaking*) também afeta as comunidades, especialmente quando a oscilação (diferença entre vazão de base e o pico) é muito elevada (maiores que 50% da vazão de base). Devido à existência de barramentos hidrelétricos em cascata em grandes rios no Brasil e à escassez de dados sobre rios em condições de referência não barrados, estudos ecológicos como o realizado no Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 deveriam ser ampliados a diferentes cursos d'água com características ecológicas similares. Trechos de rios não fragmentados pela construção de barramentos hidrelétricos e em áreas com cobertura vegetal bem preservada no seu entorno e em ótimo estado ecológico, bem como trechos a jusante de usinas hidrelétricas, também devem ser pesquisados durante um longo período (10-20 anos), de forma a realizar uma comparação adequada de condições de habitat e das comunidades de organismos aquáticos. A melhor compreensão da dinâmica das comunidades de macroinvertebrados e de peixes em rios naturais e alterados depende da implementação de estudos de longo prazo em rios que apresentem condições de referência.

A modelagem do regime ecológico de vazões constitui uma ferramenta útil para a aplicação prática de critérios ecológicos na gestão de recursos hídricos no Brasil e no mundo. Experimentos ecohidráulicos transdisciplinares, como os realizados no Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, permitem modelar antecipadamente e estimar vazões sazonais a serem mantidas mensalmente, ao longo de um ciclo hidrológico, para atender a demanda energética e a conservação das comunidades aquáticas e as terrestres adjacentes. Com o objetivo de obter os benefícios para a conservação das espécies de peixes e macroinvertebrados, o regime ecológico deve ser aplicado e monitorado em períodos de médio (5 anos) e longo prazo (10-20 anos), de forma a determinar sua efetividade e executar ajustes por meio do enfoque adaptativo (característica dos chamados métodos holísticos). Tal abordagem é extremamente importante em um cenário de entrada de novas fontes renováveis de energia (por exemplo, eólica e solar) no sistema nacional, o que implicará em um maior papel das hidrelétricas em prover energia para atender às demandas em horários nos quais as novas fontes se mostrem ineficientes.

## 6.2 PERSPECTIVAS FUTURAS

A proposta de um regime de vazões baseado em respostas ecológicas de comunidades de peixes e macroinvertebrados bentônicos, apresentada neste livro, é uma abordagem de critérios práticos e realistas, que utiliza ferramentas conhecidas e aceitas pelos gestores das águas e responsáveis pelo planejamento dos recursos hídricos no Brasil. O conjunto de resultados apresentados tem a limitação de ter sido obtido apenas na UHE Itutinga, no Rio Grande, estado de Minas Gerais. No entanto, as metodologias utilizadas, os cálculos para a definição de vazões e as articulações entre equipes de pesquisa, CEMIG e ONS representam uma abordagem inédita na América do Sul, que poderá inspirar novos investimentos em pesquisas e subsidiar medidas de gestão eficaz de recursos hídricos no Brasil. Dessa forma, sugere-se que futuros trabalhos utilizem modelagem com ferramentas de gestão de recursos hídricos em escala de bacia e, se possível, em múltiplos empreendimentos hidrelétricos.

Recomendamos que futuros estudos busquem também avaliar: (i) os efeitos da operação de centrais hidrelétricas sobre diferentes comunidades de organismos aquáticos (multitaxa), simultaneamente; (ii) em rios distintos; (iii) em barragens com características similares; (iv) bem como em várias barragens consecutivas ao longo de uma mesma bacia hidrográfica. A ampliação do desenho amostral para a definição de hidrograma ambiental que busque conciliar as demandas de geração de energia do setor elétrico, a manutenção de qualidade de água, diversidade de habitats, conservação de espécies aquáticas, bens e serviços ecossistêmicos, idealmente, deve ser uma perspectiva futura. Dessa forma, seria possível diferenciar os aspectos locais das tendências ou padrões mais amplos que podem ser aplicados a diferentes projetos de barragens e centrais hidrelétricas em rios tropicais. Entretanto, ressalta-se que desenhos amostrais como os executados no Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 são de difícil implementação em território brasileiro devido à complexidade do Sistema Interligado Nacional (SIN), que interliga as usinas geradoras de energia elétrica.

## AGRADECIMENTOS

Os autores desse capítulo são gratos aos demais colegas do Laboratório de Ecologia de Bentos da UFMG, Laboratório de Ecologia de Peixes da UFLA e Grupo em Ecohidráulica do CEFET-MG pelo apoio em campo e laboratório. Agradecemos também à Gerência de Planejamento Energético (EO/PE) e à Gerência de Manutenção de Ativos de Geração Centro-Sul (AG/CS), ambas da Cemig pela operação das vazões na UHE Itutinga, à Aneel-Cemig pelo financiamento do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203, à Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais (FAPEMIG), ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pelo suporte financeiro ao projeto, à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – Brasil (CAPES) – pelo suporte dos programas de pós-graduação envolvidos (Código de Financiamento 001) e à Fundep pela gestão de recursos. Agradecemos a Yuri Caldeira pela revisão e sugestões. MC é bolsista produtividade CNPq (Proc. N° 303380/2015-2) e pesquisador mineiro (FAPEMIG PPM 00104-18). PSP é bolsista produtividade CNPq (Proc. N° 303548/2017-7).

## SÉRIE PEIXE VIVO

---

### ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

### APÊNDICES

Aqui listamos os alunos que foram formados e a produção científica que resultou do Projeto P&D Aneel-Cemig GT-203 nas instituições de ensino e pesquisa envolvidas.

## Produção científica

### Artigos em periódicos

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. 2013. Effects of flow fluctuations on the daily and seasonal drift of invertebrates in a tropical river. *Annales de Limnologie* 49(3): 169-177.

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. 2013. Influence of peak flow changes on the macroinvertebrate drift downstream of a Brazilian hydroelectric dam. *Brazilian Journal of Biology* 743(4): 775-782.

GANDINI, C. V.; BORATTO, I. A.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. 2012. Estudo da alimentação dos peixes no rio Grande à jusante da usina hidrelétrica de Itutinga, região sul de Minas Gerais, Brasil. *Iheringia. Série Zoologia* 102: 56-61.

GANDINI, C. V.; SAMPAIO, F. A. C.; POMPEU, P. S. 2014. Hydropeaking effects of on the diet of a Neotropical fish community. *Neotropical Ichthyology* 12: 795-802.

SOARES, L. M. V.; SANTOS, H. A.; MARTINEZ-CAPEL, F.; CALLISTO, M.; TUPINAMBÁS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; POMPEU, P. S.; SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V.; LOPES, J. V. S.; ALVES, C. B. M. 2015. Metodología para la propuesta de caudales ecológicos en función de restricciones ambientales y de gestión. *Journal of the International Hydrologic Program for Latin America and Caribbean (AquaLac)* 7(2): 17-28.

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; HUGHES, S. J.; VARANDAS, S. G.; CALLISTO, M. 2016. Macroinvertebrate responses to distinct hydrological patterns in a tropical regulated river. *Ecohydrology* 9(3): 460-471.

TUPINAMBÁS, T. H.; CORTES, R. M. V.; VARANDAS, S. G.; HUGHES, S. J.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. 2014. Taxonomy, metrics or traits? Assessing macroinvertebrate community responses to daily flow peaking in a highly regulated Brazilian river system. *Ecohydrology* 7: 828-842.

TUPINAMBÁS, T. H.; POMPEU, P. S.; GANDINI, C.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. 2015. Fish stomach contents in benthic macroinvertebrate assemblage assessments. *Brazilian Journal of Biology* 75(1): 157-164.

### Artigos em Congressos

BORATTO, I. A.; GANDINI, CÍNTIA C. V.; POMPEU, P. S. 2011. Variação diária no comportamento alimentar do *Bryconamericus stramineus*, no Rio Grande, à jusante da UHE Itutinga, Minas Gerais. In: XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia, Manaus.

CALLISTO, M.; POMPEU, P. S.; TUPINAMBÁS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; SANTOS, H. A.; SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V.; ALVES, C. B. M.; MATTA-MACHADO, A. T. Componentes bióticos para avaliações de vazões ecológicas a jusante de barramento hidrelétrico. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió.

CALLISTO, M.; TUPINAMBÁS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; MARONEZE, D. M. Minimum flow effects on benthic macroinvertebrates as bioindicators downstream of hydroelectric dams. In: 9th International Symposium on Ecohydraulics, 2012, Vienna.

CASTRO, D. M. P.; TUPINAMBÁS, T. H.; CALLISTO, M. Flutuações de vazão e o “drift” de macroinvertebrados: subsídios para a parametrização de vazões ambientais. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió.

CASTRO, D. M. P.; TUPINAMBÁS, T. H.; CALLISTO, M. Influência de alterações de vazão sobre o drift de macroinvertebrados bentônicos a jusante de um barramento hidrelétrico. In: XIII Congresso Brasileiro de Limnologia, 2011, Natal.

CASTRO, D. M. P.; HUGHES, R. M.; CALLISTO, M. Efeitos de flutuações de vazão no drift diário e sazonal de macroinvertebrados em um rio tropical. In: XIV Congresso Brasileiro de Limnologia, 2013, Bonito.

GANDINI, C. V.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. 2010. Efeitos da alteração da vazão em uma usina hidrelétrica sobre a alimentação de lambaris no rio Grande, MG. In: Anais do XIX Congresso de pós-graduação da UFLA, 2010, Lavras.

GANDINI, C. V.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. 2011. Relação dos parasitas bucais de *Galeocharax knerii* com a vazão do rio e a alimentação da espécie. In: XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2011, Manaus.

GANDINI, C. V.; POMPEU, P. S. 2011. Suficiência amostral de conteúdos estomacais para três espécies de peixes da bacia do rio Grande, MG. In: XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2011, Manaus.

LOPES, J. V. S.; SANTOS, H. A. Análise do custo de substituição de energia com a adoção de vazões ecológicas no reservatório da UHE Camargos e UHE Itutinga (Minas Gerais). In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió.

SAMPAIO, F. A. C.; GANDINI, C. V.; FAGUNDES, D. C.; POMPEU, P. S. Qual o esforço necessário para amostrar a riqueza de peixes com redes de espera em rios de médio porte?. In: XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia, 2011, Manaus. XIX Encontro Brasileiro de Ictiologia. Manaus: Sociedade Brasileira de Ictiologia, 2011.

SOARES, L. M. V.; SANTOS, H. A. 2012. Study of flow regime alterations: ecological hydrograph proposal. In: 9 th International Symposium on Ecohydraulics 2012, 2012, Viena. Proceedings of 9 th International Symposium on Ecohydraulics, Viena.

SOARES, L. M. V.; SANTOS, H. A. 2013. Identificação de parâmetros hidrológicos relevantes na determinação de alterações fluviais ocasionadas por barragens em ambientes tropicais. In: XX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2013, Bento Gonçalves.

SOARES, L. M. V.; SANTOS, H. A.; MARTINEZ-CAPEL, F.; CALLISTO, M.; POMPEU, P. S.; TUPINAMBAS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; GANDINI, C. V.; SAMPAIO, F. A. C.; ALVES, C. B. M. 2013. Proposal of an environmental hydrograph downstream hydroelectric dam (Brazil). In: I Congreso en EcoHidrología para América Latina y El Caribe. Resúmenes Conferencistas, Santiago.

TUPINAMBÁS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Alterações de vazão em comunidades bentônicas: subsídio ecológico para parametrização de vazões ambientais. In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2011, Maceió.

TUPINAMBÁS, T. H.; CASTRO, D. M. P.; FRANÇA, J. S.; CALLISTO, M. Resistência de comunidades de macroinvertebrados bentônicos a alterações de vazões. In: XIII Congresso Brasileiro de Limnologia, 2011, Natal.

## Formação de pessoal

### *Iniciação Científica*

LAURA MELO VIEIRA SOARES (ALUNA DE ENGENHARIA AMBIENTAL DA UFMG). Estudo de vazão ecológica. 2013. Orientadora: Profª. Hersília de Andrade e Santos.

THIAGO LOPES ANGUETH DE ARAÚJO (ALUNO DE CIÊNCIAS BIOLÓGICAS DA UFMG). Macroinvertebrados bentônicos como recurso trófico para a ictiofauna em situação de vazão mínima na bacia do rio Grande (MG). 2010. Orientador: Prof. Marcos Callisto.

### *Dissertações de Mestrado*

CÍNTIA VELOSO GANDINI. Efeitos sazonais e da mudança na vazão do rio sobre a alimentação e estrutura trófica de comunidades de peixes do rio Grande a jusante da Usina Hidrelétrica de Itutinga, Minas Gerais. 2011. Dissertação (Mestrado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu.

DIEGO MARCEL PARREIRA DE CASTRO. Influências da alteração da vazão sobre o drift de macroinvertebrados a jusante de uma barragem hidrelétrica. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia, Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais. Orientador: Prof. Marcos Callisto.



## *Teses de Doutorado*

FRANCISCO ALEXANDRE COSTA SAMPAIO. Influência da variação de vazões sobre a comunidade de peixes a jusante de um reservatório brasileiro. 2013. Tese (Doutorado em Ecologia Aplicada) - Universidade Federal de Lavras, Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES. Orientador: Prof. Paulo dos Santos Pompeu.

TAYNAN HENRIQUES TUPINAMBAS. Macroinvertebrados bentônicos como ferramenta para determinação de vazões ecológicas e interações tróficas com a ictiofauna a jusante de barramentos hidroenergéticos em minas gerais. 2013. Tese (Doutorado em Ecologia (Conservação e Manejo da Vida Silvestre) - Universidade Federal de Minas Gerais, Companhia Energética de Minas Gerais. Orientador: Prof. Marcos Callisto.

# SÉRIE PEIXE VIVO

---

## ALTERAÇÕES HIDROLÓGICAS A JUSANTE DE UMA HIDRELÉTRICA: EFEITOS ECOLÓGICOS E PROPOSIÇÕES

## ÍNDICE REMISSIVO

Abordagem do alcance da variabilidade (*range of variability approach*), RVA – 24, 27, 30, 52, 63, 64, 65, 66, 126

Abordagem hidráulica – 23, 24, 26

Abordagem hidrológica – 23, 24

Abordagem holística – 21, 23, 26, 27

*Bryconamericus stramineus* – 93, 101, 103, 107

Captura por unidade de esforço (CPUE) – 61, 62, 96, 97, 99, 100, 109, 110, 119, 124, 125

Chironomidae – 81, 82, 83, 84, 122

Classificação de habitats – 23, 25

Deriva de macroinvertebrados (drift) – 57, 58, 59, 75, 77, 79, 82, 123, 124

Diversidade Shannon-Wiener – 57, 81, 119, 122

*Eigenmannia virescens* – 79, 83, 95, 104, 105, 106, 107, 109

Equitabilidade de Pielou – 57, 119

Guilda – 63, 93, 94, 95, 96, 103, 104, 110

Hidrograma Ambiental – 22, 23, 24, 26, 27, 30, 67, 76, 77, 85, 121, 127, 128, 129, 130, 137

Hydropsychidae – 81, 82, 83

Hydroptilidae – 82, 83

Indicadores de alteração hidrológica, IHA – 27, 31, 50, 51, 63, 66, 116, 126

Índice Alimentar – 62

*Knodus moenkhausii* – 93, 101, 103, 107

*Leporinus amblyrhynchus* – 79, 84, 94, 103, 106, 107, 109

Leptohyphidae – 82, 83

nMDS (*non-metric multidimensional scaling*) – 62, 63, 98, 101, 106

Peixes generalistas – 102, 103, 104, 105

Peixes herbívoros – 102, 103, 105

Peixes iliófagos – 102, 103, 104, 105

Peixes invertívoros / Espécie invertívora – 102, 103, 104, 105, 106, 108, 109

Peixes migradores – 22, 62, 97, 125

Peixes reofílicos – 62, 85, 96, 97, 110, 124, 125

Physical Habitat Simulation, PHABSIM – 25, 31

*Piabina argentea* – 93, 101, 103, 105, 107

Polycentropodidae – 82, 83

Protocolo de avaliação rápida das condições ecológicas e da diversidade de habitats em trechos de bacias hidrográficas – 56

Regime ecológico de vazões – 14, 36, 116, 118, 119, 122, 126, 128, 129, 136

Restrições biológicas – 118, 119, 122, 128, 129, 130

Riqueza taxonômica – 57, 83, 119, 122

Série sintética do regime hidrológico – 117, 119, 121

Sistema Interligado Nacional – 34, 137

*Traits* – 74, 77, 81

UHE ITUTINGA – 22, 27, 30, 31, 34, 35, 47, 48, 49, 50, 53, 58, 59, 64, 65, 66, 67, 76, 78, 81, 82, 85, 99, 100, 101, 116, 117, 118, 119, 121, 126, 127, 128, 129, 130, 136, 137

Vazão ecológica – 22, 23, 24, 29, 30, 32, 33, 36, 122, 124, 128

Este livro foi composto nos tipos Minion Pro e Futura Std em 2020.

