



CAROLINE MARIA CASTRO DE SOUZA

**DINÂMICA DOS HABITATS AQUÁTICOS A JUSANTE DE
UMA PCH A SER DESCOMISSIONADA**

**LAVRAS-MG
2021**

CAROLINE MARIA CASTRO DE SOUZA

**DINÂMICA DOS HABITATS AQUÁTICOS A JUSANTE DE UMA PCH A SER
DESCOMISSIONADA**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de
Bacharel.

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS-MG
2021**

CAROLINE MARIA CASTRO DE SOUZA

**DINÂMICA DOS HABITATS AQUÁTICOS A JUSANTE DE UMA PCH A SER
DESCOMISSIONADA
DYNAMICS OF AQUATIC HABITATS DOWNSTREAM A SMALL POWER PLANT
TO BE REMOVED**

Monografia apresentada à Universidade Federal de Lavras,
como parte das exigências do Curso de Engenharia
Ambiental e Sanitária, para a obtenção do título de
Bacharel.

APROVADA em 3 de Maio de 2021
Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu UFLA
Dr. Rafael Couto Rosa de Souza UFLA
Dr. Sílvia Maria Millan Gutierre UFLA

Prof. Dr. Paulo dos Santos Pompeu
Orientador

**LAVRAS-MG
2021**

AGRADECIMENTOS

Gostaria de primeiramente agradecer à Deus por guiar os meus passos e por me dar força e coragem para seguir minha trajetória.

Agradeço aos meus pais Ademir e Denise por sempre me apoiarem em todos os momentos, em todas as minhas tomadas de decisões, por serem minha fortaleza e minha base. Obrigada por me ajudarem a trilhar meu caminho com excelência e dignidade, meu reconhecimento e gratidão a vocês.

Agradeço aos meus avós Divanir e Waldyr (*in memorian*) que me deram condições para estudar, vocês são meus exemplos de inspiração e força. Não chegaria até aqui se não fossem vocês.

Agradeço meu companheiro Gabriel, por estar comigo em todos os desafios enfrentados e principalmente por acreditar no meu potencial quando muitas vezes eu mesma deixei de acreditar.

Estendo meus agradecimentos aos docentes, discentes e funcionários da Universidade Federal de Lavras, que de diversas formas contribuíram na minha trajetória de aprendizado trilhada até aqui. Especialmente ao Prof. Dr. Paulo Pompeu, pela paciência, pelo conhecimento compartilhado e por todo o suporte ao longo destes anos.

RESUMO

Existem muitas barragens construídas no mundo inteiro, entretanto muitas delas ao decorrer do tempo se tornaram obsoletas. Uma vez que os impactos de barragens são dificilmente mitigáveis, principalmente no ambiente aquático, a remoção de barragens tem se tornado uma alternativa cada vez mais frequente em outros continentes. Este deverá ser o caso da PCH Pandeiros, localizada em afluente do rio São Francisco de mesmo nome, e que está desativada desde 2008. A remoção da barragem da PCH Pandeiros implicará na liberação e arraste dos sedimentos acumulados em seu reservatório. Estes sedimentos ao serem liberados, podem impactar os habitats aquáticos com eventuais prejuízos à biodiversidade. Este é um impacto comum em casos de descomissionamento de barragens, reversível em médio prazo, mas que merece ser acompanhado com atenção. Assim, este trabalho objetivou a caracterização temporal dos habitats aquáticos a jusante da PCH Pandeiros, bem como realizou uma revisão sobre os impactos da liberação de sedimentos em hidrelétricas que foram removidas em outros países. A caracterização dos habitats físicos no rio Pandeiros foi realizada em um trecho de 1 km à jusante da barragem da PCH Pandeiros, nos anos de 2016, 2019 e 2020. Nestas ocasiões, o trecho foi dividido em 10 seções, de 100 metros cada, que foram avaliadas quanto ao seu habitat físico abrigo para peixes tais como: vegetação da margem, banco de folhas, macrófitas e algas filamentosas. A revisão de estudos indica que à curto prazo, haverá mudanças significativas nos habitats à jusante da barragem, portanto, é essencial realizar o monitoramento do rio após abertura das comportas. Ao longo dos anos, foi possível observar que o Rio Pandeiros teve uma diminuição em sua profundidade e que alguns pontos além de estarem mais raros, tornaram-se mais homogêneos, impactando na diversidade dos habitats. No início do estudo o Rio apresentava diversos tipos de substratos, até mesmo rochas, porém ao longo dos anos o Rio teve a predominância de substratos finos como areia e ausências de substratos encontrados no início. Os impactos a curto prazo, espera-se o retorno das condições de flutuações naturais do rio, visto que a partir do acompanhamento e dos dados coletados foi possível observar que o Rio Pandeiros variou naturalmente com relação às suas características físicas e de habitats. Diante dos fatos analisados, a remoção da barragem é uma boa alternativa para mitigar os impactos da PCH Pandeiros e a avaliação de habitats deve ser feita em vários momentos, principalmente nos primeiros anos após a remoção da barragem.

Palavras-chave: Remoção de barragens. Habitat Físico, PCH Pandeiros

LISTA DE ILUSTRAÇÕES

Figura 1 – Perfil longitudinal da profundidade do talvegue (m) ao longo do trecho estudado nos anos de 2016, 2019 e 2020.....	19
Figura 2 – Variação da profundidade do talvegue ao longo do trecho nos anos de 2016, 2019 e 2020	20
Figura 3 – Porcentagem de cada tipo de substrato, dominante e secundário, nas margens e no fundo do rio Pandeiros, ao longo dos anos (2016,2019 e 2020)	21
Figura 4 – Ordenamento da composição dos abrigos (NMDS) em cada uma dos 11 transectos ao longo dos anos (2016, 2019 e 2020). Mais próximos os pontos, mais similares com relação à composição dos abrigos.	20
Foto 1 – Barragem do rio Pandeiros.....	26
Foto 2 – Trecho a jusante da barragem do rio Pandeiros.....	27
Tabela 1 – Quantificação dos diferentes tipos de abrigo, ao longo dos anos estudados, baseados na análise de SIMPER.....	22

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA	9
2.1 Histórico dos impactos da liberação de sedimentos com a remoção de barragens	9
2.2 A experiência da remoção da barragem do rio Elwha, Washington, USA	10
2.3 A experiência da remoção da barragem Marmot, Oregon, USA.....	11
2.4 A experiência da remoção da barragem IVEX, Ohio, USA	12
2.5 A experiência da remoção da barragem Stronach, Michigan, USA	13
2.6 A experiência da remoção da barragem da barragem Robledo de Chavela, Madrid, Espanha	14
2.7 Síntese das experiências avaliadas	15
3. O CASO DA PCH PANDEIROS: UM ESTUDO DE CASO PRÉVIO	17
3.1 Metodologia.....	17
3.2 Resultados e Discussão	19
4. CONSIDERAÇÕES FINAIS.....	25
ANEXO A – Fotos do rio Pandeiros em Bonito de Minas	26
REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	28

1. INTRODUÇÃO

Os reservatórios formam sistemas ambientais complexos que fornecem uma grande variedade de funções: produção de energia elétrica, abastecimento de água para consumo, irrigação, navegação e turismo. Apesar disso, muitas barragens tornaram-se obsoletas por não atenderem mais às necessidades para as quais foram criadas e, muitas delas, são impossibilitadas de renovar a licença de operação. Nestes casos, ao longo do tempo, os impactos negativos causados pela formação do reservatório acabam superando os benefícios e motivos pelas quais foram criadas.

Devido a essas circunstâncias, a tendência de descomissionamento de barragens inativas e inadequadas, está se tornando realidade em muitos países, sendo considerada uma alternativa cada vez mais comum (POFF; HART,2002). O descomissionamento é definido como sendo a remoção completa ou parcial de uma barragem e os motivos que justificam a sua remoção dependem do contexto onde ela foi introduzida, mas no geral, podem ser devido a questões ambientais, segurança e econômica (BOWMAN, 1999).

A remoção de barragens é um tema que cada vez mais está ganhando atenção e se tornando um componente importante quando o assunto é restaurações de rios. Ao longo dos anos muitos países adotaram essa medida, porém, apesar dessa progressão de remoção de barragens, alguns obstáculos como a falta de monitoramento e coleta de dados da avaliação antes e depois da remoção pode limitar o entendimento da magnitude, taxa e sequência da recuperação geomórfica e / ou ecológica até a remoção da barragem (MAGILLIGAN *et al.*, 2015). Desta forma, é cada vez mais importante prever os efeitos do descomissionamento de barragens, visto que o número de remoções de barragens continua a crescer.

A remoção de uma barragem pode, potencialmente, trazer inúmeros benefícios ambientais. A restauração de um regime de fluxo permite que os sedimentos se comportem da maneira original. Na área do reservatório, as sequências de corredeiras, poços, cascalho e pedras reaparecem, junto com o aumento de áreas preferenciais de desova e resultam no aumento da diversidade biótica (BEDNAREK, 2001). Finalmente, o restabelecimento de rotas migratórias tem sido outro benefício da remoção de barragens, pois a maior parte dos empreendimentos mais antigos não possuíam escadas para peixes ou outros mecanismos de transposição, mesmo

quando presentes, estes mecanismos nem sempre são eficientes em prover a passagem para todas as fases do ciclo de vida das espécies locais (POMPEU *et al.*, 2012).

Apesar dos nítidos benefícios ambientais, a liberação de sedimentos é um dos maiores desafios na remoção de barragens, especialmente quando grandes volumes se acumulam no reservatório (COLLINS *et al.*, 2017). Seus impactos ecológicos de curto prazo incluem um aumento da carga de sedimentos que podem causar asfixia e abrasão em várias biotas e habitats (BEDNAREK, 2001). No entanto, o acompanhamento de barragens que foram removidas tem sugerido que o aumento da carga de sedimentos causado pela remoção possui um efeito de curto prazo, e que é inferior aos benefícios esperados (PINTO, 2010). A avaliação destes impactos é, portanto, fundamental, mas depende do conhecimento de como varia naturalmente o ambiente físico do rio em momento prévio à remoção.

A remoção de barragens é, portanto, uma alternativa importante para a restauração de rios. Este poderá ser o caso da PCH Pandeiros, localizada em aflente do rio São Francisco de mesmo nome, e que está desativada desde 2008. A remoção da barragem da PCH Pandeiros implicaria na liberação e arraste dos sedimentos acumulados em seu reservatório. Estes sedimentos ao serem liberados, impactariam, embora por um pequeno período, os habitats aquáticos localizados nos primeiros quilômetros a jusante da barragem, com eventuais impactos à biodiversidade.

Assim, neste trabalho, os objetivos serão (1) realizar uma revisão sobre os efeitos da liberação dos sedimentos após a remoção de barragens, compilando dados sobre a experiência mundial; (2) avaliar como variam temporalmente variáveis do hábitat físico do rio Pandeiros, de forma a permitir, no futuro, avaliar e acompanhar os impactos da liberação dos sedimentos com a eventual remoção da barragem.

2. REVISÃO BIBLIOGRÁFICA

2.1 Histórico dos impactos da liberação de sedimentos com a remoção de barragens

O descomissionamento é uma alternativa para minimizar os impactos negativos causados pela barragem e é amplamente utilizado como abordagem para restauração de rios em outros países (FOLEY *et al.*, 2017). Como salientado anteriormente, uma das principais preocupações em muitas propostas de remoção de barragens é a liberação dos sedimentos armazenados nos reservatórios, o que tem levado à estudos que buscam avaliar a resposta do canal a jusante (RANDLE, 2003).

O desenvolvimento de modelos preditivos para estimar os efeitos da liberação de sedimentos após a remoção de barragens eram limitados até muito recentemente. Os processos de descomissionamento de barragens eram prejudicados, pois até então não era possível prever quantitativamente a dinâmica de seu transporte (CUI; WILCOX, 2008). Diante de tais incertezas, existe um longo percurso até a tomada de decisão de remoção da barragem, muitas alternativas são levadas em consideração e empecilhos acabam surgindo, muitas vezes dificultando a realização da operação.

Apesar de haver uma falta de análises comparativas de monitoramento pós-remoção, principalmente de reservatórios cheios de sedimento (SAWASKE; FREYBERG, 2012), o número de casos avaliados cresceu ao longo da última década, assim como nossa capacidade de aprender e fazer uso dos inúmeros conjuntos de dados que agora estão disponíveis (STEWART; GRANT, 2005 e KIBLER; TULLOS; KONDOLF, 2011). Até agora, em relação aos sedimentos, algumas conclusões gerais emergiram. Por exemplo, as respostas físicas são tipicamente rápidas, com a taxa de erosão de sedimentos amplamente dependente das características dos sedimentos e da estratégia de remoção da barragem (FOLEY *et al.*, 2017).

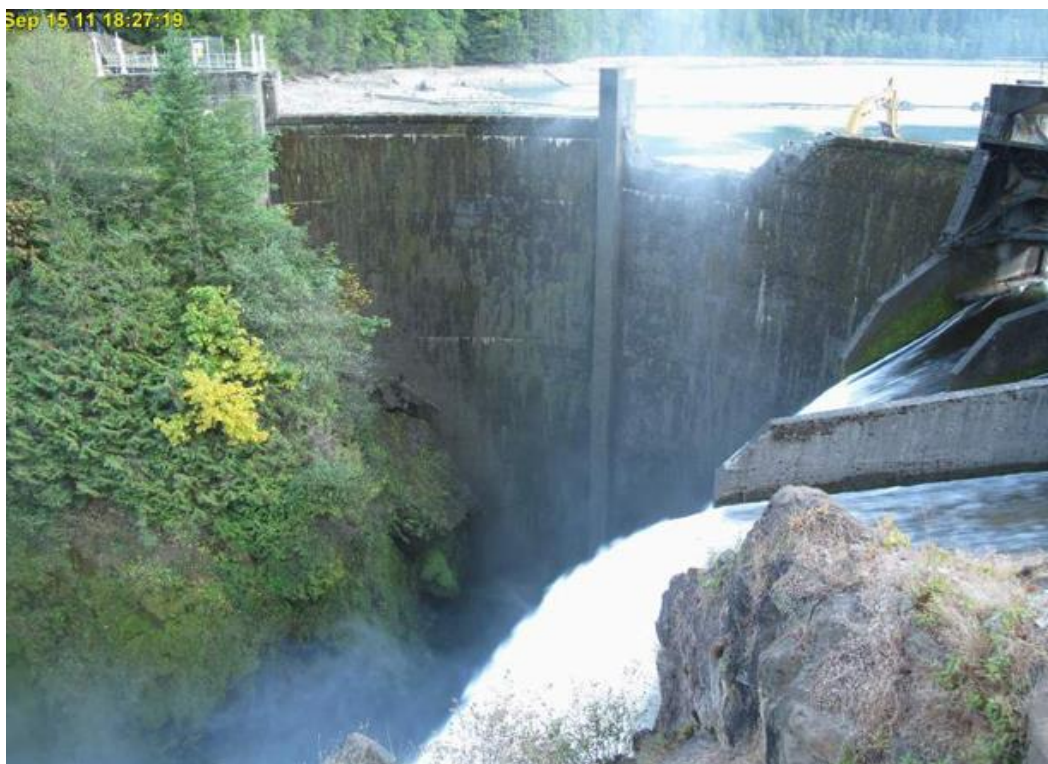
Muitos artigos foram publicados nos últimos anos abordando a temática sobre a remoção de barragens e impactos da liberação de sedimentos, sendo que ano após ano vem aumentando os estudos publicados. Diante disso, foram selecionados cinco casos de remoção de barragens como forma de descrever experiências com relação aos impactos da liberação de sedimentos a partir do descomissionamento de barragens.

2.2 A experiência da remoção da barragem do rio Elwha, Washington, USA

O projeto de restauração do rio Elwha, no estado de Washington, é considerado um dos maiores projetos de remoção de barragens dos Estados Unidos. O projeto de descomissionamento começou no final do ano de 2011, no qual duas barragens quase centenárias foram removidas ao longo de três anos com uma estratégia de desconstrução de cima para baixo, projetada para quantificar a liberação de uma parte dos sedimentos preso no reservatório (MAGIRL *et al.*, 2015). As usinas hidroelétricas de Elwha e Glines Canyon respectivamente de 1913 com 33 metros de altura e de 1927 com 64 metros de altura, não tinham escadas para peixes, o que dificultava o fluxo migratório. O projeto histórico de remoção de barragem no rio Elwha proporcionou uma grande oportunidade para a recuperação do salmão. Um dos aspectos mais importantes do projeto foi a recolonização de múltiplos salmonídeos em habitats intocados protegidos dentro do Parque Nacional Olympic (BRENKMAN *et al.*, 2012).

Dois anos após o início do projeto de remoção das barragens, o Rio Elwha transportou $8.200.000 \pm 3.400.000$ t de sedimento total (carga suspensa e carga de fundo) a jusante da Barragem Elwha, com 1.100.000 e 7.100.000 t transportados nos anos 1 e 2, respectivamente. (MAGIRL *et al.*, 2015). Os maiores impactos geomorfológicos a jusante foram observados depois que os corpos d'água de ambos os reservatórios foram totalmente drenados e sedimentos finos (silte e argila) e grosseiros (areia e cascalho) se espalharam pelos locais da antiga barragem. Em comparações com outras remoções de barragens do Noroeste do Pacífico, sugeriu-se que rios íngremes e de alta energia, como o Elwha, têm corrente suficiente para exportar volumes de sedimentos depositados ao longo de várias décadas em apenas alguns meses a alguns anos. (WARRICK *et al.*, 2015).

Foto 1 – Barragem Glines Canyon



Fonte: National Park Service (2011)

2.3 A experiência da remoção da barragem Marmot, Oregon, USA

Em outubro de 2007, aconteceu a remoção da barragem de Marmot, no rio Sandy, no estado de Oregon nos Estados Unidos. A barragem de terra tinha 14 metros de altura e seu descomissionamento permitiu que o rio Sandy, de 80 quilômetros de comprimento, pudesse fluir livremente. O caso da remoção da barragem de Marmot ganhou destaque, pois na época seu descomissionamento representou a maior liberação de sedimentos do que qualquer outro caso de remoção de barragem nos Estados Unidos, permitindo que cerca de aproximadamente 730 mil m³ de sedimentos fossem erodidos livremente e liberados para jusante (MAJOR *et al.*, 2008).

Antes mesmo da remoção da barragem de Marmot acontecer, foram desenvolvidos alguns modelos para prever a dinâmica do transporte de sedimentos e, após a remoção da barragem, um programa de monitoramento acompanhou e comparou os resultados do campo com o previsto. O modelo teve sucesso ao prever a erosão do depósito do represamento, a deposição de sedimentos em um pequeno trecho a jusante da barragem e a falta de deposição na maior parte do rio Sandy. Além disso, foi prevista a deposição de sedimentos em um alcance

de 7 a 12 quilômetros e a concentração de sedimentos suspensos nas primeiras 10 horas após o rompimento da barragem (CUI *et al.*, 2014).

Características como a morfologia do vale a jusante da barragem e a descontinuidade de gradiente do canal auxiliaram no controle do transporte e deposição dos sedimentos. Essas influências ocasionaram uma divergência no transporte de areia e cascalho. Após dois anos, havia um depósito que continha cerca de 25% do volume total dos sedimentos erodidos do reservatório. O equilíbrio foi distribuído por poças e um desfiladeiro rochoso. A maior parte do cascalho foi erodido e depositado, enquanto a areia foi amplamente dispersa mais a jusante (MAJOR *et al.*, 2008).

Foto 2 – Explosão da barragem Marmot



Fonte: Horizon International Solutions (2007)

2.4 A experiência da remoção da barragem IVEX, Ohio, USA

A barragem IVEX estava localizada no rio Chagrin, no nordeste do estado de Ohio, nos Estados Unidos. Ela foi construída em 1842 para fornecer energia hidrelétrica. A barragem tinha 7,4 metros de altura, armazenando um volume de 236 mil m³ de sedimentos, com uma área de bacia correspondente a 88 quilômetros quadrados (SAWASKE; FREYBERG, 2012).

Em 1994 aconteceu uma falha na tubulação de infiltração da barragem IVEX, o que resultou no esvaziamento catastrófico do reservatório e que pode ser considerado um processo análogo a uma etapa muito comum usada para remoções de barragens (EVANS, J.E., 2007). A falha de infiltração na barragem IVEX liberou aproximadamente 38 mil m³ de água e sedimentos que haviam se depositado no reservatório. Este evento foi desencadeado por uma

forte chuva, resultando em fluxos de 1,9 m acima do topo do vertedouro e colidindo com o topo da barragem. A falha foi o resultado de infiltração, que causou uma brecha na barragem que rapidamente desceu. Os efeitos da falha incluíram erosão, inundação e sedimentação a jusante e erosão de sedimentos de granulação fina dentro do próprio reservatório (EVANS, 2007).

O estudo de IVEX evidenciou que, após o rompimento da barragem, a região do reservatório experimentou uma rápida e extensa revegetação dos depósitos remanescentes, que apresentaram secagem rápida e consolidação. Esses resultados estão de acordo com estudos anteriores (DOYLE; STANLEY; HARBOR, 2003) e modelos conceituais (PIZZUTO, 2002 e DOYLE; STANLEY; HARBOR, 2003), e sugerem que depósitos coesos ou consolidados sofrerão menos erosão em relação aos não consolidados.

Os impactos dos sedimentos liberados pelo rompimento da barragem puderam ser avaliados devido a presença de um segundo reservatório 1-2 quilômetros a jusante que acabou por reter os sedimentos. Esses dados documentam os impactos imediatos e significativos a jusante de sedimentos de granulação fina liberados do antigo reservatório. Embora a descarga inicial de sedimentos tenha sido significativa, provou ser apenas cerca de um terço da carga de sedimentos de uma década subsequente.

2.5 A experiência da remoção da barragem Stronach, Michigan, USA

A barragem de Stronach localizada no estado de Michigan, nos Estados Unidos, já foi usada para gerar energia hidrelétrica, e pode ser considerada um exemplo de uma estrutura antiga e que deveria ser removida (MISTAK; HAYES; BREMIGAN, 2003). A barragem tinha uma parede central de concreto criando um reservatório de 26,7 ha e com capacidade de volume de 789.428 m³ (HANSEN, 1971 e CONSUMERS POWER COMPANY, 1994 *apud* BURROUGHS, 2007). Devido à grande carga de sedimentos, o reservatório encheu rapidamente e problemas no funcionamento das turbinas na barragem acabaram surgindo (BURROUGHS, 2007).

A remoção da barragem de Stronach aconteceu de forma gradual (1996-2003). Ao longo dos 10 anos desde o início da remoção da barragem, ocorreu um total líquido de 92 mil metros cúbicos de erosão de sedimentos. A maior parte dos sedimentos armazenados no antigo reservatório acabou permanecendo no mesmo local, sendo que somente 12% dos sedimentos foram erodidos. Em relação aos sedimentos que foram transportados, aproximadamente 14% foram depositados a um quilometro a jusante da barragem, e o restante foi transportado mais a jusante ou acabou sendo depositado em planícies de inundação. (BURROUGHS, 2007).

Inundações frequentes sobre a margem foram observadas a jusante do Rio Pine após a remoção da barragem, e está previsto que ocorra após a remoção de outras barragens (STOKER; HARBOR, 1991 e RANDLE, 2002). Após a remoção o canal a montante ficou mais estreito e profundo, com maior velocidade média da água e sedimentos mais grossos. Enquanto a parte do rio a jusante ficou mais raso e amplo, com pouca variação na composição do tamanho dos substratos. Porém, devido a inclinação que surgiu houve o aumento de velocidade da água e, mesmo após anos, mudanças geomorfológicas têm sido evidenciadas no rio (BURROUGHS, 2007).

Foto 3 – Barragem Stronach durante a remoção gradual



Fonte: Geomorphology (2001)

2.6 A experiência da remoção da barragem da barragem Robledo de Chavela, Madrid, Espanha

A Barragem Robledo de Chavela, localizada a oeste da Província de Madrid, foi construída no Rio Cofio para fins de abastecimento de água durante os anos 60. Poucos anos depois, em 1990, a estrutura deixou de ser usada para abastecimento devido a problemas de qualidade da água causadas pelo despejo de efluentes a montante do rio. Em 2012, a barragem foi removida e pode ser considerada um marco na restauração do rio. Com seus 23 metros de altura, 83 metros de topo e 625 metros de seção barrada é considerada umas das barragens mais altas descomissionadas na Europa (GIROLA, 2015).

Foram três anos de monitoramento do Rio afetado pela remoção da barragem Robledo de Chavela. Os efeitos da remoção não foram uniformes em todos os trechos, mas foi possível

observar uma recuperação dos habitats dos rios e da qualidade das suas águas (FERNÁNDEZ *et al.*, 2019).

Embora nestes três anos tenha sido observada uma evolução em vários indicadores ambientais, será necessário mais séries temporais de monitoramento para determinar a recuperação da comunidade de peixes (MCHENRY; PESS, 2008 e KORNIS *et al.*, 2014) e, claro, a recuperação da mata ciliar cuja dinâmica é muito mais lenta.

Dessa forma, a demolição da barragem Robledo de Chavela e as ações de restauração adotadas permitiram a recuperação do trecho do rio Cofio afetado pela barragem, embora seja necessário monitorizá-la longamente para observar a evolução desses parâmetros com dinâmica mais lenta (FERNÁNDEZ *et al.*, 2019).

Foto 5 – Remoção Barragem Robledo de Chavela



Fonte: Ministry of Environment of Spain (2012)

2.7 Síntese das experiências avaliadas

Cada caso de remoção de barragem é único, sendo que a recuperação do rio vai depender de diversos fatores como a dimensões da barragem e reservatório, quantidade de sedimentos acumulados, características do próprio rio, além do modo e do tempo de duração do processo de descomissionamento.

Foram levantadas diferentes experiências para serem comparadas, desde grandes barragens até mesmo as menores, as que demoraram muitos anos para a remoção ser concluída e as que foram finalizadas em um curto espaço de tempo.

Diante dos casos, podemos observar que os rios íngremes e de alta energia tem corrente suficiente para transportar, em pouco tempo, os sedimentos acumulados ao longo de vários anos no reservatório. Mesmo após anos, mudanças geomorfológicas podem ser evidenciadas. Os sedimentos liberados podem causar impactos a curto prazo, aumentando a concentração de sedimentos suspensos, mas a longo prazo oferecem a possibilidade de restauração do rio. Também se observa que estes impactos tendem a se concentrar nos primeiros quilômetros a jusante da barragem.

3. O CASO DA PCH PANDEIROS: UM ESTUDO DE CASO PRÉVIO

O Rio Pandeiros está localizado na região Norte de Minas Gerais, sendo que sua bacia drena os municípios de Januária, Bonito de Minas e Cônego Marinho. Devido a sua grande importância ambiental para a manutenção do ecossistema da região, do Cerrado e para o rio São Francisco, sua bacia foi transformada em Área de Proteção Ambiental (BETHONICO, 2009). Esta é considerada a maior Unidade de Conservação de uso sustentável de Minas Gerais com 393.060 hectares, buscando a compatibilização da conservação com o uso sustentável dos recursos hídricos (NUNES, 2009).

Em 1957, neste rio, foi instalada a Pequena Central Hidrelétrica (PCH) Pandeiros (CASTRO; LINARES; CALLISTO, 2020). Seu reservatório possui 280 hectares de área e sua barragem, de crista livre, altura máxima de 10 metros. (FONSECA *et al.*, 2008). Manobras das válvulas das turbinas, principalmente em épocas de seca, provocavam o comprometimento da regularidade hídrica do rio. À estas manobras foram atribuídas desastres ambientais, como o ocorrido no final de 2007, com a morte de 29 toneladas de peixes em época de desova, o que determinou o embargo com a desativação da usina em janeiro de 2008 e a negação do pedido de renovação (NUNES, 2009).

A remoção da PCH Pandeiros é recomendável, pois vários efeitos positivos poderiam ser observados com o descomissionamento, como um aumento significativo dos possíveis sítios de desova ao longo de todo rio e a recolonização dos trechos a montante da barragem. O atual reservatório também voltaria à condição de rio, com ganhos para todo o sistema. Além disso, os potenciais efeitos positivos da remoção também se estenderiam ao rio São Francisco, visto que o rio Pandeiros é um dos principais afluentes desta bacia na porção do médio rio São Francisco onde ele se localiza (SOUZA *et al.*, 2019). Atualmente, existe grande oposição da população com relação à remoção da barragem, o que deve impedir o seu descomissionamento em curto prazo. Ainda assim, por estar desativada, e estar localizada dentro de uma unidade de conservação, é possível que tal evento ocorra em algum momento.

3.1 Metodologia

O trabalho de campo foi realizado nas margens do rio Pandeiros (15°32'00.48"S, 44°43'59.62W) em um trecho de um quilômetro de extensão, e localizado cerca de 5 km à jusante da barragem da PCH Pandeiros. Amostragens de campo ocorreram durante a época da seca, em abril de 2016, agosto de 2019 e agosto de 2020.

O trecho foi dividido em 10 seções, de 100 metros cada, delimitadas por 11 transectos. Em cada seção nós medimos a profundidade do canal com auxílio de uma haste graduada e avaliamos visualmente o volume de madeira grande e presença de sedimento fino. Nós avaliamos o sedimento fino em dez pontos equidistantes dentro de cada seção. A caracterização do canal principal e suas variações morfológicas (número de barras de canal, pedaços grandes de madeira, leito sazonal, remansos, canais laterais) e o tipo de fluxo (piscina, suave, rápido ou queda) foram determinados visualmente.

A caracterização do habitat em cada transecto abrangeu a calha e a zona ripária do curso d'água. A profundidade foi medida com o auxílio de uma haste graduada. O tipo de substrato (rocha lisa, rocha rugosa, concreto/asfalto, matacão largo, matacão, bloco, cascalho grosso, cascalho fino, areia, silte/argila/lama, madeira, outro) foi visualmente determinado em cinco pontos equidistantes em cada transecto transversal. A imersão do substrato foi visualmente estimada e todo substrato mais fino que areia foi considerado 100% imerso. A quantificação e determinação da complexidade do habitat e de abrigos para peixes (algas filamentosas, plantas aquáticas, pedaços de madeira, árvores vivas/raízes, vegetação pendurada a menos de 1 metro da lâmina d'água, margem escavada, matacão e estruturas artificiais) foram feitas visualmente com base na área da calha que se estende 5 metros a jusante e 5 metros a montante do transecto transversal.

A profundidade do talvegue foi comparada entre anos através de seu perfil longitudinal e da distribuição de seus valores em boxplots. Já as variáveis de substrato tiveram a sua proporção (dominante/secundário) comparada entre anos para a margem e para o talvegue do rio).

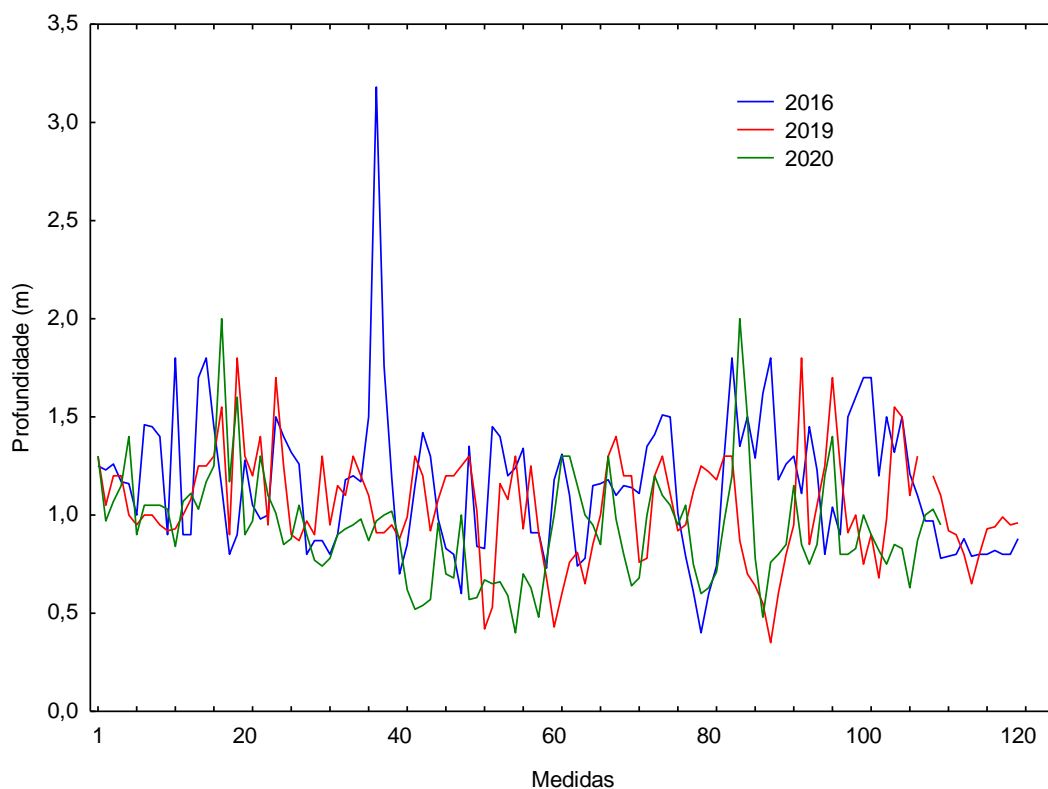
A composição dos abrigos para peixes foi comparada através de um escalonamento multidimensional não métrica (NMDS) a fim de entender como variou ao longo dos anos. A matriz de semelhança foi calculada através de Distância Euclidiana. Para testar se as diferenças observadas nos resultados de NMDS eram estatisticamente significativas, foi realizada uma análise de similaridade (ANOSIM). Para entender quais tipos de abrigo mais contribuíram para a diferenciação entre anos, uma análise de porcentagem de similaridade (SIMPER) foi realizada. As análises foram efetuadas no software Primer.

3.2 Resultados e Discussão

Os rios são variáveis e podem ter seus comportamentos alterados ao longo dos anos, suas características podem variar ao longo das estações, devido a época de chuvas mais intensas e épocas de seca. Um mesmo rio pode apresentar variações não somente ao longo do tempo, mas também ao longo do seu trecho. Essas alterações de habitats podem ocorrer naturalmente ao longo dos anos. Porém podem ser intensificadas devido a ação do homem, o que pode interferir nas dinâmicas das populações de peixes, visto que estas dependem da disponibilidade de habitats (STALNAKER, 1995).

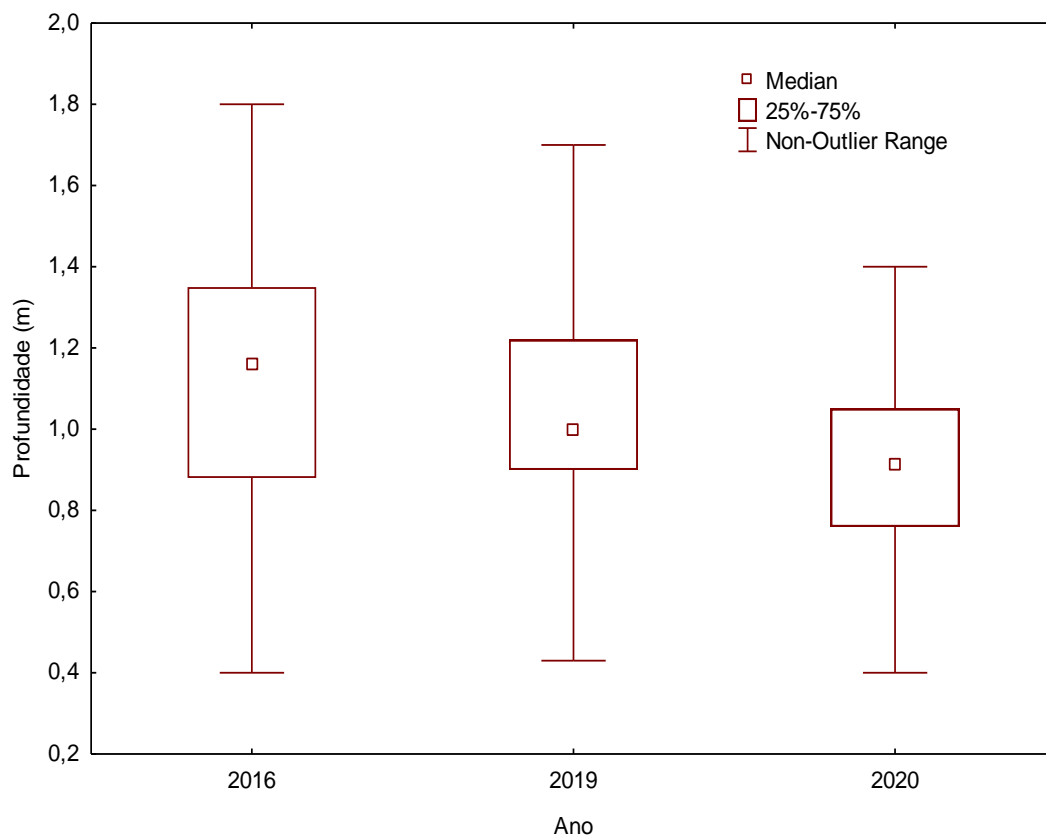
Tais variações ficaram evidentes ao longo do período estudado. Ocorreu grande variação na profundidade do talvegue ao longo do trecho estudado (Figura 1), com uma fraca tendência temporal de diminuição da mediana dos valores (Figura 2). Além da profundidade diminuir, a amplitude de variação também reduziu. Em 2020 a dispersão das medidas de profundidade foi menor, indicando menor variação no trecho estudado. Tal redução da variação das condições locais pode ser prejudicial para ictiofauna, já que está relacionado à uma menor diversidade de habitats (BOVEE; NEWCOMB; COON, 1994).

Figura 1 – Perfil longitudinal da profundidade do talvegue (m) ao longo do trecho estudado nos anos de 2016, 2019 e 2020.



Fonte: Pompeu (2020).

Figura 2 – Variação da profundidade do talvegue ao longo do trecho nos anos de 2016, 2019 e 2020.

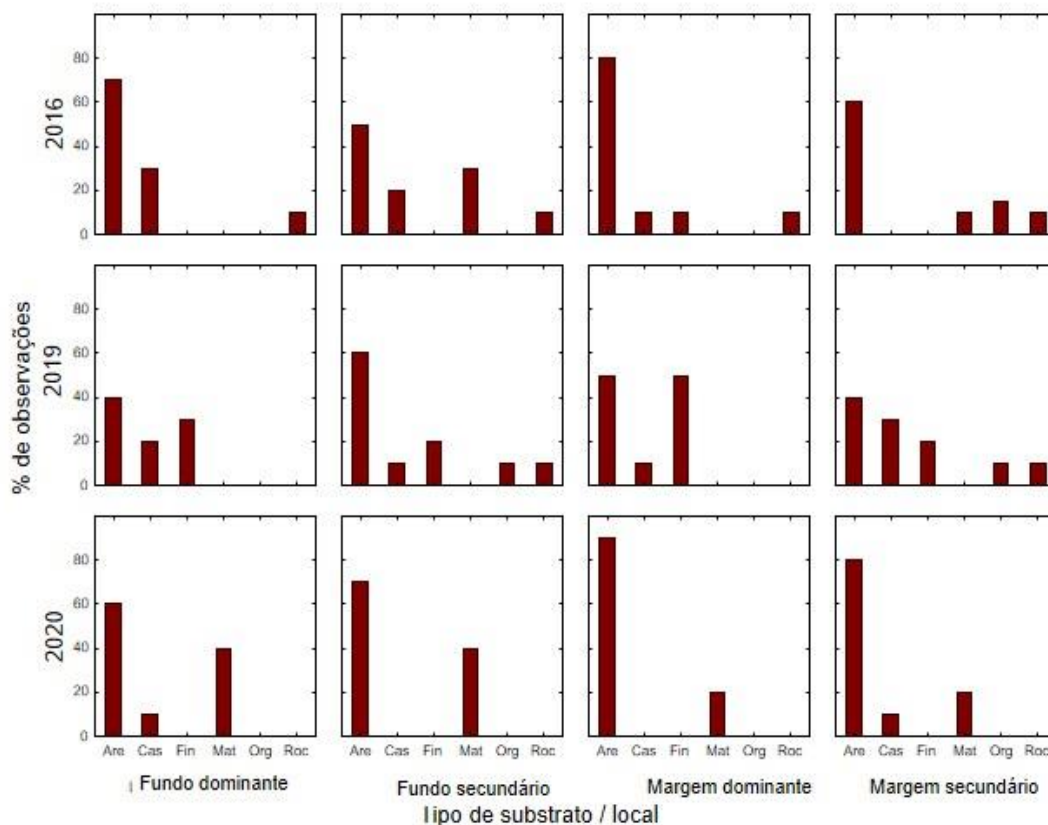


Fonte: Pompeu (2020).

Também foram observadas mudanças ao longo dos anos na composição dos substratos, dominantes e secundários, tanto na margem quanto no fundo (Figura 3). Em 2016 havia uma grande variedade em relação aos tipos de substratos, tanto no fundo e nas margens. Foi o único ano que se observou a presença de rochas nas duas regiões avaliadas. Em 2019 houve uma pequena diminuição na variedade de substratos, o fundo e margem dominante eram compostos por substratos mais finos e ausência de rochas. Já em 2020, houve uma drástica diminuição de variedades de substrato, ocorrendo a predominância de areia em todos os locais.

A diminuição da diversidade de sedimentos ao longo do Rio Pandeiros tem um forte impacto sobre a biodiversidade do rio, que rege o equilíbrio e estabilidade dos ecossistemas. Os rios variam naturalmente ao longo dos anos, por isto, é importante que a avaliação de habitats seja feita em vários momentos.

Figura 3 – Porcentagem de cada tipo de substrato, dominante e secundário, nas margens e no fundo do rio Pandeiros, ao longo dos anos (2016,2019 e 2020).



Fonte: Pompeu (2020).

Com relação aos diferentes componentes de abrigos, observou-se grande variação dentro do trecho estudado, mas uma mudança gradual e significativa (ANOSIM: $p = 0.01$) ao longo dos anos (Figura 4). Ainda assim, durante os anos de estudos, o tipo de abrigo dominante foi a vegetação pendurada, estando presente de forma significativa em todos os anos.

Pode-se perceber pela Tabela 1 que o matacão, como abrigo, era inexistente no início do estudo, porém ao longo dos anos ele foi aparecendo e crescendo de forma significativa. Outros tipos de abrigos que já eram presentes no início também foram se intensificando ao decorrer do tempo, como foi o caso da vegetação pendurada, madeiras grandes, margem escavada e macrófitas. Por outro lado, abrigos do tipo madeiras pequenas foram desaparecendo e as árvores vivas e algas filamentosas foram variando ao longo dos anos.

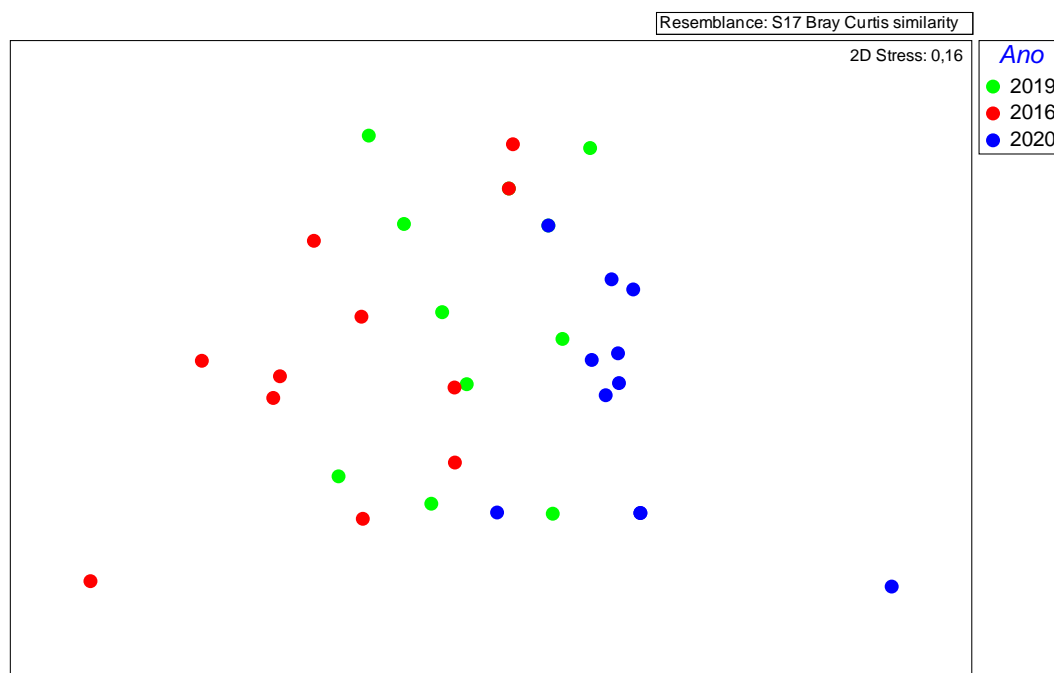
Tabela 1 – Quantificação dos diferentes tipos de abrigo, ao longo dos anos estudados, baseados na análise de SIMPER.

Variável	Ano		
	2016	2019	2020
Matação	0	0,09	1,18
Vegetação pendurada	1,45	1,64	1,64
Árvores vivas	0,18	0,55	0,36
Algas filamentosas	0	0,36	0,00
Madeiras grandes	0,36	0,46	0,64
Margem escavada	0,09	0,27	0,27
Madeiras pequenas	0,91	0,36	0,09
Macrófitas	0,18	0,27	0,36

Fonte: Pompeu (2020).

A Figura 4 realça o ordenamento da composição dos abrigos através do modelo de escalonamento multidimensional não métrico (nMDS), e possibilita uma visualização mais robusta dos dados. Nos anos de 2016 e 2019 é possível observar a ausência de agrupamento de pontos, o que indica que os tipos de abrigos são mais diversos. Por outro lado, no ano de 2020 observou-se uma maior agrupamento de pontos, indicando maior homogeneidade entre os 11 transectos do rio avaliados.

Figura 4 – Ordenamento da composição dos abrigos (NMDS) em cada uma dos 11 transectos ao longo dos anos (2016, 2019 e 2020). Mais próximos os pontos, mais similares com relação à composição dos abrigos.



Fonte: Pompeu (2020).

Em rios que apresentam uma alta variabilidade natural de suas condições, pode ser difícil distinguir entre quais impactos foram originados por perturbação humana e aqueles que são resultados da sua própria variabilidade natural (SHELDON, 2005). É importante notar que a variação natural é expressa diferencialmente ao longo do tempo e do espaço (MONTGOMERY, 1999), e isto pode ocorrer por vários fatores. Os rios estão em constante transformações, mudando seu curso, erodindo diferentes geologias, além de serem afetados diretamente por anos mais secos ou mais chuvosos.

Desta maneira, a co-variação entre as variáveis hidrológicas e de habitat precisam ser consideradas devido a importância das relações biológico-hidrológicas. Não fazer isso pode ter implicações importantes para o desenvolvimento de prescrições de fluxo ambiental, uma vez que as respostas biológicas aos regimes de fluxo perturbados são provavelmente confundidas pela variação associada à variabilidade natural do habitat (SNELDER; LAMOUREUX, 2010).

Assim, a expectativa de que o habitat tenha a capacidade de ser constante ao longo tempo é irreal, sendo que não existem padrões ou regras que possam ignorar a variabilidade natural. (BISSON; DUNHAM; REEVES, 2009). Estes atributos físicos dos habitats que variam naturalmente ao longo dos anos podem ser considerados componentes importantes para a biota local. A largura e a profundidade do corpo d'água, a presença de substratos e de vegetação, entre outras características, podem influenciar a diversidade de habitats e também a diversidade de ictiofauna, pois em habitats onde a variabilidade é alta espera-se que as características das

espécies também sejam diversas, o que torna possível a partição de nicho (PERSAT; OLIVIER; PONT, 1994).

Um dos maiores desafios da remoção de barragem é a liberação de sedimentos, e quando avaliamos os substratos percebe-se que eles também variam naturalmente. Porém, a mobilização de sedimento proveniente da remoção da barragem pode afetar diretamente a recolonização do rio por espécies de peixes ausentes em anos anteriores, e cuja colonização é o que confirma uma recuperação da conectividade longitudinal do rio (MAGILLIGAN *et al.*, 2015).

Levando-se em conta o que foi observado ao longo do acompanhamento do estudo do Rio Pandeiros, foi possível verificar que flutuações ocorrem naturalmente ano após ano. Porém com a remoção da barragem algumas alterações podem ser mais acentuadas e se refletir nos índices físicos. É importante ressaltar que respostas físicas à remoção da barragem dependem de vários fatores, incluindo a composição e quantidade de sedimento, matéria orgânica lançada, hidrologia e geomorfologia da bacia hidrográfica e seu delta costeiro (RITCHIE *et al.*, 2018). Em se tratando, eventualmente, de um primeiro caso de remoção na América do Sul, o descomissionamento da PCH Pandeiros mereceria ser acompanhada de perto, para permitir melhor acompanhamento de como as condições locais interferirão na dinâmica do sedimento.

4. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através da observação dos dados levantados ao longo dos anos foi possível verificar que o Rio Pandeiros varia suas condições físicas, no trecho estudado, naturalmente. As variações das quantificações dos tipos de abrigos, sedimentos e profundidade servem para mostrar que, mesmo não apresentando grandes modificações no Rio e na própria bacia, o rio se altera naturalmente. Levando-se em consideração esses aspectos, é importante conhecer a magnitude das variações naturais para depois inferir o que será consequência da intervenção humana com a abertura das comportas, no caso de uma eventual remoção da barragem no Rio Pandeiros.

Os estudos de casos analisados neste trabalho mostram que as respostas físicas à remoção da barragem podem variar, pois dependem de características e comportamentos únicos de cada rio. Em todos os estudos fica evidente que a liberação de sedimentos é um dos maiores desafios na remoção de barragens. Porém os efeitos geomorfológicos de um rápido aumento de liberação de sedimentos podem gerar em resposta uma perturbação temporária, seguido por um retorno ao equilíbrio, permitindo que o rio evolua continuamente dentro de uma faixa natural de variabilidade.

A experiência de realizar este estudo foi muito interessante e os resultados obtidos satisfatórios. Teve-se a oportunidade de realizar um trabalho pioneiro, fazer uma análise preditiva da dinâmica dos habitats aquáticos a jusante da possível primeira remoção de barragem no Brasil. Espera-se que este trabalho possa contribuir de forma positiva e enriquecedora para outros estudos e para outras possíveis remoções de barragens, visto que esta alternativa vem se tornando cada vez mais comum em outros países.

Levando-se em conta o que foi observado a remoção da barragem continua sendo a melhor alternativa para mitigar os impactos ambientais causados pela PCH Pandeiros. Apesar das mudanças de curto prazo levantadas sobre os habitats a jusante da barragem, o rio é resiliente e deve responder de forma dinâmica para retornar ao equilíbrio, à vista disso o fluxo do rio poderá seguir naturalmente entre as regiões de montante a jusante contribuindo assim para a recuperação da diversidade de habitats e da fauna aquática em poucos anos.

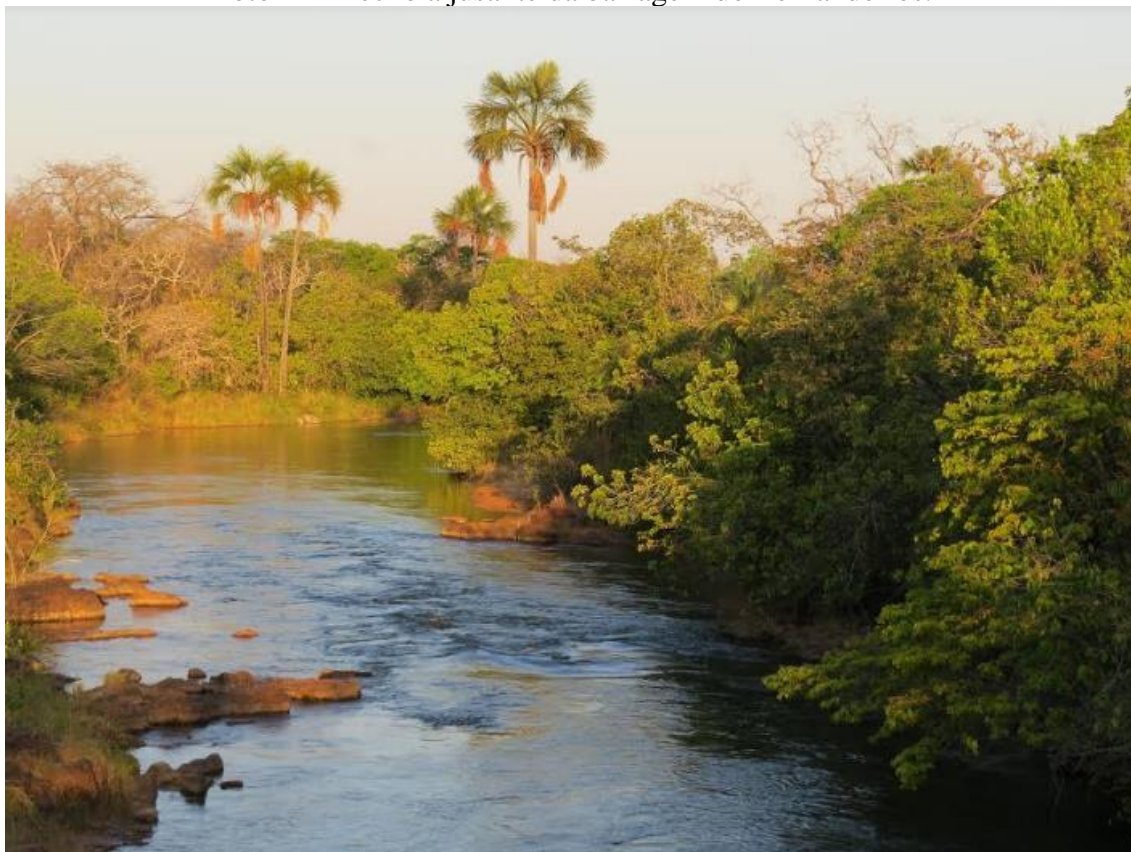
ANEXO A – Fotos do rio Pandeiros em Bonito de Minas

Foto 1 – Barragem do rio Pandeiros.



Fonte: Pompeu (2020).

Foto 2 – Trecho a jusante da barragem do rio Pandeiros.



Fonte: Pompeu (2020).

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEDNAREK, A. Undamming Rivers: A Review of the Ecological Impacts of Dam Removal. **Environmental Management**. v. 27, 803–814, 2001.

<https://doi.org/10.1007/s002670010189>

BETHONICO, M. B. de M.. RIO PANDEIROS: território e história de uma área de proteção ambiental no norte de minas gerais. **Acta Geográfica**, Roraima, v. 3, n. 5, p. 23-38, jan/jun. 2009.

BISSON, P. A.; DUNHAM, J. B.; REEVES, G. H. Freshwater Ecosystems and Resilience of Pacific Salmon: habitat management based on natural variability. **Ecology And Society**, Washington, v. 14, n. 1, p. 1-18, 2009.

BOVEE, K. D.; NEWCOMB, T. J.; COON, T. G. **Relations between habitat variability and population dynamics of bass in the Huron River, Michigan**. Biological Report 21. Washington D.C: Nacional Biological Survey, 1994.

BOWMAN, M. (ed.). **Dam removal success stories: restoring rivers through selective removal of dams that don't make sense**. Minnesota: American Rivers, 1999.

BRENKMAN, S. J. *et al.* A riverscape perspective of Pacific salmonids and aquatic habitats prior to large-scale dam removal in the Elwha River, Washington, USA. **Fisheries Management And Ecology**, Estados Unidos, v. 19, n. 1, p. 36-53, fev. 2012.

BURROUGHS, B. A. **Effects of dam removal on fluvial geomorphology and fish**. 2007. 163 f. Tese (Doutorado) - Curso de Philosophy, Department Of Fisheries And Wildlife, Michigan State University, Michigan, 2007.

CASTRO, D. M. P.; LINARES, M. S.; CALLISTO, M. Conhecer para descomissionar: monitoramento de invertebrados aquáticos na bacia do rio pandeiros. In: SIMPÓSIO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO, 3., 2020, Belo Horizonte. **Resumo expandido**. Belo Horizonte: [s.n.], 2020.

COLLINS, M. J. *et al.* Channel response to sediment release: insights from a paired analysis of dam removal. **Earth Surface Processes And Landforms**, Maryland, v. 42, n. 11, p. 1636-1651, 14 fev. 2017. Wiley. <http://dx.doi.org/10.1002/esp.4108>.

CROWDER, L. B.; COOPER, W. E. Habitat Structural Complexity and the Interaction Between Bluegills and Their Prey. **Ecology**, Washington, DC, v. 63, n. 6, p. 1802, dez. 1982. <http://dx.doi.org/10.2307/1940122>.

CUI, Y. *et al.* Lessons Learned from Sediment Transport Model Predictions and Long-Term Postremoval Monitoring: marmot dam removal project on the sandy river in oregon. **Journal Of Hydraulic Engineering**, Reston, v. 140, n. 9, set. 2014. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)hy.1943-7900.0000894](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)hy.1943-7900.0000894).

CUI, Y.; WILCOX, A. Development and application of numerical models of sediment transport associated with dam removal. In: GARCIA, M. H. **Sedimentation Engineering:**

theory, measurements, modeling, and practice, asce manual 110. Reston: [s. n.], 2008. p. 995-1020.

DOYLE, M. W.; STANLEY, E. H.; HARBOR, J. M. Channel adjustments following two dam removals in Wisconsin. **Water Resources Research**, [s.n], v. 39, n. 1, p. 1-15, jan. 2003.
EVANS, J. E. *et al.* Lessons from a Dam Failure. **The Ohio Journal Of Science**. Ohio, p. 121-131. dez. 2000.

EVANS, J. E. Sediment Impacts of the 1994 Failure of IVEX Dam (Chagrin River, NE Ohio): a test of channel evolution models. **Journal Of Great Lakes Research**, [s.l.], v. 33, n. 2, p. 90-102, set. 2007. [http://dx.doi.org/10.3394/0380-1330\(2007\)33\[90:siotfo\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.3394/0380-1330(2007)33[90:siotfo]2.0.co;2).

FERNÁNDEZ, G. *et al.* Estado ecológico del río Cofio tras la demolición de la presa de Robledo de Chavela. In: RESTAURARIOS: III CONGRESO IBÉRICO DE RESTAURACIÓN FLUVIAL, 2019, Madrid. **Comunicaciones de pôsteres**. Madrid: [s.n.], 2019. p. 746-753.

FOLEY, M. M. *et al.* Dam removal: listening in. **Water Resources Research**. Washington, Dc: American Geophysical Union (Agu), 2017. p. 5229-5246.

FONSECA, E. M. B. *et al.* PCH Pandeiros: uma complexa interface com a gestão ambiental regional. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO SOBRE PEQUENAS E MÉDIAS CENTRAIS HIDRELÉTRICAS, 6, 2008, Belo Horizonte. **Anais...** Belo Horizonte: ANEEL, 2008.

GIROLA, L. A. Session A5: a dam removal in robledo de chavela (Madrid, Spain) and river restoration. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON ENGINEERING AND ECOHYDROLOGY FOR FISH PASSAGE, 5., 2015, Groningen. **Conferência**. [s.n.], 2015.

GRANATA, T.; CHENG, F.; NECHVATAL, M. Discharge and Suspended Sediment Transport during Deconstruction of a Low-Head Dam. **Journal Of Hydraulic Engineering**, Reston, v. 134, n. 5, p. 652-657, maio 2008. American Society of Civil Engineers (ASCE). [http://dx.doi.org/10.1061/\(asce\)0733-9429\(2008\)134:5\(652\)](http://dx.doi.org/10.1061/(asce)0733-9429(2008)134:5(652)).

HANSEN, E. A. **Sediment in a Michigan Trout Stream**: its source, movement & some effects on fish habitat. Minnesota: North Central Forest Experiment Station, 1971.

KIBLER, M. K.; TULLOS, D. D.; KONDOLF, G. M. Learning from dam removal monitoring: challenges to selecting experimental design and establishing significance of outcomes. **River Research And Applications**, Flórida, v. 27, n. 8, p. 967-975, 2011.

KORNIS, M. S. *et al.* Fish community dynamics following dam removal in a fragmented agricultural stream. **Aquatic Sciences**, [s.l.], v. 77, n. 3, p. 465-480, 14 dez. 2014. Springer Science and Business Media LLC. <http://dx.doi.org/10.1007/s00027-014-0391-2>.

MAGILLIGAN, F.J. *et al.* Immediate changes in stream channel geomorphology, aquatic habitat, and fish assemblages following dam removal in a small upland catchment. **Geomorphology**, [s.l.], v. 252, p. 158-170, jun. 2015.

MAGIRL, C. S. *et al.* Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: fluvial sediment load. **Geomorphology**, Amsterdã, v. 246, p. 669-686, out. 2015. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2014.12.032>.

MAJOR, J. J. *et al.* Initial Fluvial Response to the Removal of Oregon's Marmot Dam. **Eos, Transactions American Geophysical Union**, [s.l.], v. 89, n. 27, p. 241-242, 1 jul. 2008. American Geophysical Union (AGU). <http://dx.doi.org/10.1029/2008eo270001>.

MCHENRY, M. L.; PESS, G. R. An overview of monitoring options for assessing the response of salmonids and their aquatic ecosystems in the Elwha River following dam removal. **Northwest Science**, v. 82, n. 1, p. 29-47, 2008.

MISTAK, J. L.; HAYES, D. B.; BREMIGAN, M. T. Food habits of coexisting salmonines above and below Stronach Dam in the Pine River, Michigan. **Environmental biology of fishes**, v. 67, n. 2, p. 179-190, 2003.

MONTGOMERY, D. R. Process domains and the river continuum. **Journal of the American Water Resources Association**, v. 35, n. 2, p. 397-410, 1999.

NUNES, Y. R. F. *et al.* Pandeiros: o pantanal mineiro. **MG Biota**, Belo Horizonte v. 2, n. 2, p. 4-17, jun./jul. 2009.

PERSAT, H.; OLIVIER, J.-M.; PONT, D. Theoretical habitat templates, species traits, and species richness: fish in the upper rhone river and its floodplain. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 31, n. 3, p. 439-454, jun. 1994. <http://dx.doi.org/10.1111/j.1365-2427.1994.tb01750.x>.

PINTO, A. C. C. **Contribuições para o estudo de descomissionamento de barragens**. 2010. 216 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Engenharia Civil, Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária, Universidade de São Paulo, São Paulo, 2010.

PIZZUTO, J. Effects of Dam Removal on River Form and Process. **Bioscience**, [s.l.], v. 52, n. 8, p. 683, 2002. Oxford University Press (OUP). [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0683:eodror\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0683:eodror]2.0.co;2).

POFF, N. L.; HART, D. D. How Dams Vary and Why It Matters for the Emerging Science of Dam Removal. **Bioscience**, [s.l.], v. 52, n. 8, p. 659-668, 2002. Oxford University Press (OUP). [http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0659:hdvawi\]2.0.co;2](http://dx.doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0659:hdvawi]2.0.co;2).

POMPEU, P. S.; AGOSTINHO, A. A.; PELICICE, F. M. Existing and future challenges: the concept of successful fish passage in South America. **Rivers Research and Applications**, [s.l.], v. 28, n. 4, p. 504-512, 2012.

RANDLE, T. J. Dam removal and sediment management. In: GRAF, W. L. (ed.). **Dam Removal Research: status and prospects**. Washington D.C.: The Heinz Center, 2002. p. 81-104.

RITCHIE, A. C. *et al.* Morphodynamic evolution following sediment release from the world's largest dam removal. **Scientific reports**, [s.l.], v. 8, n. 1, p. 1-13, 2018.

SAWASKE, S. R.; FREYBERG, D. L. A comparison of past small dam removals in highly sediment-impacted systems in the U.S. **Geomorphology**, [s.l.], v. 151-152, p. 50-58, mai. 2012. <http://dx.doi.org/10.1016/j.geomorph.2012.01.013>.

SHELDON, F. Incorporating natural variability into the assessment of ecological health in Australian dryland rivers. **Hydrobiologia**, [s.l.], v. 552, n. 1, p. 45-56, 2005.

SNELDER, T. H.; LAMOUREUX, N.. Co-variation of fish assemblages, flow regimes and other habitat factors in French rivers. **Freshwater Biology**, [s.l.], v. 55, n. 4, p. 881-892, 2010.

SOUZA, R. C. R. *et al.* Ampliando o conhecimento sobre os peixes do rio Pandeiros. **MG. Biota**, [s.l.], v. 12, n. 1, p. 57-77, 2019.

STALNAKER, C. B. **The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM.** Biological Report 29. Washington D. C: National Biological Survey, 1995.

STEWART,G; GRANT,G. What can we learn from the removal of little dinky dams? Oregon: Oregon State University, 2005.

STOKER, B.; HARBOR, J. Dam removal methods, Elwha river, Washington. **Proceedings of the 1991 national conference on hydraulic engineering.** Bellevue, 1991.

WARRICK, J. A. *et al.* Large-scale dam removal on the Elwha River, Washington, USA: Source-to-sink sediment budget and synthesis. **Geomorphology**, [s.l.], v. 246, p. 729-750, 2015.

XIMENES, L. Q. L.; MATEUS, L. A. de F.; PENHA, J. M. F. Variação temporal e espacial na composição de guildas alimentares da ictiofauna em lagoas marginais do Rio Cuiabá, Pantanal Norte. **Biota Neotropica**, [s.l.], v. 11, n. 1, p. 205-215, 2011.