

---

**Índice Ambiental de Perda por Fragmentação (IAPF)***Environmental Index of Loss by Fragmentation (EILF)***Rafael Cabral Cruz<sup>1</sup>; Jefferson Marçal da Rocha<sup>2</sup>; Jussara Cabral Cruz<sup>3</sup>;****Fábio Silveira Vilella<sup>4</sup> e Geraldo Lopes da Silveira<sup>5</sup>**<sup>1,2</sup> Campus de São Gabriel, UNIPAMPA, São Gabriel, RS, Brasil

rafaelcruz@unipampa.edu.br; jefferson.rocha@unipampa.edu.br

<sup>3,5</sup> Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, RS, Brasil

jussara@ct.ufsm.br; geraldo@ct.ufsm.br

<sup>4</sup> Simbiota Consultoria Ambiental Ltda, Santa Maria, RS, Brasil

fabio@simbiota.com.br

Recebido: 12/12/14 - Revisado: 27/01/15 - Aceito: 05/06/15

---

**RESUMO**

*A fragmentação de rios é um dos maiores problemas que se colocam para o planejamento ambiental na interface com a gestão de recursos hídricos. A necessidade de implantação de barragens para fins de geração de eletricidade, irrigação, abastecimento público, leva a uma crescente pressão sobre a integridade ecológica das redes hidrográficas. Neste trabalho se propõe uma metodologia para mensurar a perda de valores ambientais causados pela fragmentação de redes hidrográficas, de forma não monetária, utilizando-se da alteração no valor das fragilidades ambientais. O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação foi aplicado na região do Alto e Médio Uruguai, nos Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul, na área de estudo do Projeto FRAG-RIO. Os resultados mostram que o índice conseguiu valorar os trechos de redes remanescentes mais sensíveis à fragmentação, permitindo a discussão de diretrizes para o planejamento ambiental da bacia do rio Uruguai.*

**Palavras Chave:** Fragmentação. Integridade ecológica. Gestão ambiental. Gestão de recursos hídricos.

**ABSTRACT**

*River fragmentation is one of the greatest challenges on environmental planning at the light of water resources management. The need for dams for hydropower generation, irrigation and public water supply, results in increasing pressure on the ecological integrity of water bodies. This paper proposes a methodology to measure the environmental losses caused by river fragmentation by accounting the change in the value of the so called environmental fragility. The Index of Environmental Losses by River Fragmentation (a non-monetary index) was applied in the Upper and Middle Uruguay River basin, located partially in the states of Santa Catarina and Rio Grande do Sul, in the FRAG-RIO Project study area. The results show that the index could account the portions of rivers more susceptible to fragmentation, enriching the discussion and providing guidelines for the environmental planning of the Uruguay River basin.*

**Keywords:** Fragmentation. Ecological integrity. Environmental management. Water resources management.

## INTRODUÇÃO

O impacto de barragens sobre a hidrologia e sobre a fauna aquática tem sido estudado nos últimos anos. Nilsson et al. (2005) mostraram que 172 dos 292 sistemas de grandes rios do planeta foram impactados por barragens. Segundo o autor, até 2005, existiam mais do que 45.000 barragens com altura acima de 15 metros, apresentando um volume aproximado acima de 6.500 km<sup>3</sup>, ou seja, cerca de 15% da água que escoa por todos os rios do planeta. Ainda de acordo com os autores, os impactos das barragens em escala de bacia hidrográfica, tanto nos rios à montante como à jusante dos empreendimentos, são a inundações, a manipulação de vazões e a fragmentação.

A inundações provoca perda de ecossistemas terrestres e ribeirinhos (anfíbios), assim como áreas produtivas, de moradia, belezas cênicas, reduzindo os trechos de corredeiras e, com isto, penalizando as espécies adaptadas aos ambientes lóticos. Altera os padrões de uso da terra e pode potencializar impactos à saúde das populações. Transforma estes ambientes lóticos em lénticos (NILSSON et al., 2005; TUNDISI; TUNDISI, 2011).

A manipulação de vazões prejudica o desenvolvimento do canal, afeta a dinâmica das áreas úmidas ribeirinhas, reduz a produtividade das planícies de inundações, diminui a dinâmica de deltas e pode provocar grandes alterações nas comunidades aquáticas. “Barragens obstruem a dispersão e migração de organismos, e estes e outros efeitos tem sido diretamente ligados à perda de populações e espécies inteiras de peixes de água doce” (NILSSON et al., 2005). Para a América do Sul, os autores mostram que 6% da área das bacias dos sistemas de grandes rios é não afetada por barragens, 64% são moderadamente afetadas e 30% são fortemente impactadas. Em consequência, restam poucos trechos importantes livres de barramentos.

Nilsson, Jansson e Zinko (1997) já haviam identificado relação de dependência entre a vegetação ribeirinha e a alteração no regime de inundações provocado pela introdução de barragens. Segundo Lehner et al. (2011), estima-se em 2,8 milhões de barramentos com reservatórios maiores que 0,1 hectares no planeta. Considerando-se os trechos de rios impactados por um grau de regulação igual ou maior que 2%, 7,6% da extensão cumulativa mundial dos rios é afetada por barragens. Quando se consideram os rios que possuem vazão média maior que 1.000m<sup>3</sup>/s, a extensão cumulativa dos rios do planeta afetadas por barragens sobe para 46,7%. Segundo Grill et al. (2015), 1.293 bacias de rios principais são fragmentadas por grandes barragens, o que representa 59% dos rios do planeta. No entanto, estas bacias contemplam 93% do volume dos rios do planeta, uma vez que os 41% de trechos não perturbados por barragens encontram-se, principalmente, em áreas de climas áridos e semi-áridos.

Vários estudos tem demonstrado os impactos ambientais dos efeitos da fragmentação de rios por barragens.

Cruz (2005) e Cruz et al. (2007) demonstraram que existe uma zonação vertical de caracteres funcionais de plantas em ambientes ribeirinhos e que existe uma partição do grau de previsibilidade do regime de pulsos nas diferentes cotas de inundações. Nas cotas mais baixas, sujeitas aos pulsos de alta frequência, a previsibilidade é maior e ligada a processos de adaptação. Nas cotas mais altas, sujeitas a inundações mais ra-

ras, predominam fenômenos altamente aleatórios, mais ligados à sucessão.

Dias et al. (2013) apresentaram que sub-bacias mais fragmentadas por barreiras naturais apresentam maior taxa de especiação e maior quantidade de espécies de peixes endêmicos. Mims e Olden (2013) demonstraram que o efeito de regularização de vazões das grandes barragens sobre a fauna aquática provoca aumento da previsibilidade do ambiente à jusante do eixo do barramento e seleção de estratégias de vida mais adaptadas a um ambiente mais previsível, em prejuízo das espécies mais oportunistas e adaptadas a um ambiente com dinâmica mais aleatória.

Jager et al. (2001) simularam os efeitos da fragmentação de redes hidrográficas utilizando modelos genéticos de metapopulações de peixes migradores e verificaram que a mesma produz um declínio exponencial na probabilidade de persistência e provoca erosão genética entre populações e dentro das mesmas.

Pode-se, de forma sintética, definir fragmentação de rios como a ruptura da conectividade hidrológica. De um ponto vista ecológico, a conectividade hidrológica pode ser definida como sendo a transferência mediada pela água de materiais, energia e organismos dentro e entre os compartimentos do ciclo hidrológico (PRINGLE, 2003). Deste modo, segundo Lehner e Grill (2013), a conectividade hidrológica ocorre tanto à montante como à jusante (conectividade longitudinal), como entre os rios, as áreas úmidas e as planícies de inundações (conectividade lateral), bem como entre a água subterrânea, a água superficial e a atmosfera (conectividade vertical). Segundo os autores, avançar na implementação de modelos conceituais que incluam a conectividade hidrológica é de grande potencial para a modelagem hidroecológica, pois permite integrar processos de várias disciplinas, com facilidade de representação topológica de redes e bacias hidrográficas e devido à possibilidade de estabelecer conexões entre os processos em várias escalas.

Cote et al. (2009) propuseram um índice para avaliação da conectividade em redes hidrográficas (Dendritic Connectivity Index - DCI) baseado na probabilidade de que um peixe possa se deslocar entre dois pontos escolhidos aleatoriamente em uma rede hidrográfica. Grill et al. (2015) apresentaram uma proposta de uma matriz para avaliação do impacto de barragens combinando um índice de fragmentação (RFI) com um índice de regulação (RRI), sendo que o índice de fragmentação foi baseado no DCI e o de regulação na percentagem do volume da vazão anual que pode ser retida a montante do trecho por barragens para liberação posterior.

No contexto de uma avaliação ambiental integrada de bacia hidrográfica, o Projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011) definiu fragmentação como “o efeito de rompimento de conexões em padrões e processos ambientais que se propagam ao longo da rede de drenagem e suas vertentes. Qualquer perturbação que cause este efeito de rompimento, seja física, como a implantação de barragens, ou qualitativa, como a introdução de efluentes químicos ou orgânicos, que tenham a capacidade de tornar um trecho de rio indisponível para a manutenção de determinados fluxos antrópicos, bióticos ou abióticos, resulta em fragmentação do rio”. Neste projeto, “FRAG” está associado à relação entre os conceitos de fragilidade e fragmentação. No FRAG-RIO, a fragilidade funciona como um indicador para

assessorar os tomadores de decisão na tarefa de planejar a inserção de empreendimentos que causam a fragmentação de rios. De acordo com Cruz et al. (2012), fragilidade seria a qualidade de um determinado ecossistema total humano para perder sua estabilidade frente a um determinado regime de perturbações. Assim, a fragmentação do rio por barragens foi abordada, no projeto FRAG-RIO, como o regime de perturbações. Os trechos de rios e da bacia hidrográfica foram avaliados quanto à sua resistência ou resiliência frente à fragmentação (BRASIL, 2011).

Cruz et al. (2012) discutem a dificuldade de estabelecimento de negociações necessárias para a tomada de decisões quando os problemas envolvem diferentes políticas públicas setoriais. No caso brasileiro da implantação de barragens, entre as políticas públicas de energia, gestão de recursos hídricos e meio ambiente. Como ainda não existem mecanismos institucionalizados de inclusão de usuários nos processos de tomada de decisão que envolvem mais de uma política setorial, as decisões acabam sendo tomadas em reuniões da Casa Civil, com participação dos respectivos ministérios na discussão. Neste quadro, mais crítica é a dependência em um processo de valoração dos diferentes cenários colocados em discussão.

Uma das dificuldades encontradas no desenvolvimento de metodologias para avaliação de fragilidades ambientais de ambientes organizados em rede, como as redes de drenagem, envolve a contabilização das perdas causadas pela fragmentação dos rios.

Segundo Romeiro (2010), uma das características dos ecossistemas que dificulta a mensuração do valor dos serviços ambientais é a falta de relação unívoca entre as funções ecossistêmicas e estes serviços. Para o autor, “como sistemas complexos, os ecossistemas apresentam várias características (ou propriedades), como variabilidade, resiliência, sensibilidade, persistência e confiabilidade. Dentre elas, as propriedades de variabilidade e resiliência apresentam importância crucial para uma análise integrada das interconexões entre ecossistemas, sistema econômico e bem-estar humano”. Para Romeiro (2010), a complexidade dos ecossistemas leva a um comportamento não linear entre os fatores causadores de perturbação e a propriedade de resiliência dos sistemas, geralmente baseada em limiares.

O problema colocado - em qual trecho de rio eu devo alocar o investimento para construção de uma barragem, de modo que seja obtido o máximo benefício econômico e social com a menor perda de capital natural – envolve, portanto, alguma forma de atribuir valores para diversos aspectos sócio-ambientais. Valores estes que não são necessariamente monetários, mas que permitam comparar graus relativos de perda de valor ambiental para trechos da rede de drenagem perante determinados tipos de regimes de perturbação, como a fragmentação de redes hidrográficas por barragens.

Segundo Soares (2004), o processo de apoio à tomada de decisão “é uma atividade que, tendo por base modelos claramente explicitados, mas não necessariamente formalizados, ajuda na obtenção de elementos de resposta às questões que se apresentam a um interventor em um processo de decisão”. Ou seja, decidir em qual trecho de rio deve-se evitar colocar uma barragem ou em qual é mais interessante, dado o balanço entre ganhos e perdas sócio-ambientais, é algo que se encaixa

neste problema.

O desenvolvimento do projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011) levou à necessidade de realizar duas análises complementares em função da natureza dos tipos de processos ambientais modelados: a análise agregada e a desagregada. Na análise agregada, foi desenvolvida uma análise multicritério hierárquica que resultou em mapas de fragilidades ambientais para os blocos físico, biótico e antrópico, cada qual produto de dois níveis de agregação. Com valores avaliados pixel a pixel, estes mapas, em última análise, são produto de um processo hierárquico de valoração de variáveis indicadoras, a maioria de pressão e não de estado, em função da situação dominante de carência de dados, que expressa uma aproximação consensual da equipe interdisciplinar do valor ambiental da área, expresso em notas entre 0 e 255 (para maximizar a discriminância de valores que cabem em um byte) e não monetárias. Já a análise desagregada leva em conta, principalmente as características da fragmentação da rede de drenagem pela possível implantação de barragens e que possui propriedades que não podem ser avaliadas pixel a pixel, como modificações no comprimento de trechos de rios livres de barramentos e de redes remanescentes destes trechos.

Para Soares (2004), é condição para estabelecer a definição de avaliação ambiental que primeiro se estabeleçam “as referências de desempenho ou sob quais bases a avaliação será feita. Subsequentemente, uma alternativa será considerada melhor que outra se os critérios considerados relevantes para caracterizá-la apresentarem os resultados em média mais satisfatórios”. Ainda, segundo o mesmo autor: “Avaliação: determinar, por exemplo, a valia ou o valor, o preço e o merecimento; calcular, estimar; reconhecer a grandeza, a intensidade, a força de algo. Trata-se de um procedimento de comparação de um resultado (baseado em critério(s)) com um padrão de referência; ou ainda, da verificação formal e contínua dos resultados atingidos em comparação com os padrões de desempenho estabelecidos”. Pode-se, deste modo, estabelecer como critérios a diferença entre os valores de fragilidade dos blocos físico, biótico e antrópico do cenário alternativo com os valores dos mesmos no cenário atual, tomado como referência.

Portanto, buscou-se uma forma de sintetizar os valores obtidos de fragilidade ambiental pixel a pixel, com as medidas de redes remanescentes resultantes da implantação de diferentes cenários. Para tal, considerou-se que o valor da fragilidade expressa um valor ambiental. Pode-se, portanto utilizar o valor médio dos pixels pertencentes a cada rede de drenagem para ponderar o comprimento das redes remanescentes, ou seja, atribuir um valor ambiental para a rede remanescente. Assim, pode-se comparar os valores das redes antes da fragmentação com os valores das redes após este processo, o que expressaria uma perda de valores ambientais em função da fragmentação da rede de drenagem. Esta ideia resultou no desenvolvimento do Índice Ambiental de Perda por Fragmentação (IAPF).

## METODOLOGIA

A figura 1 apresenta o mapa conceitual que representa o processo de cálculo do IAPF.

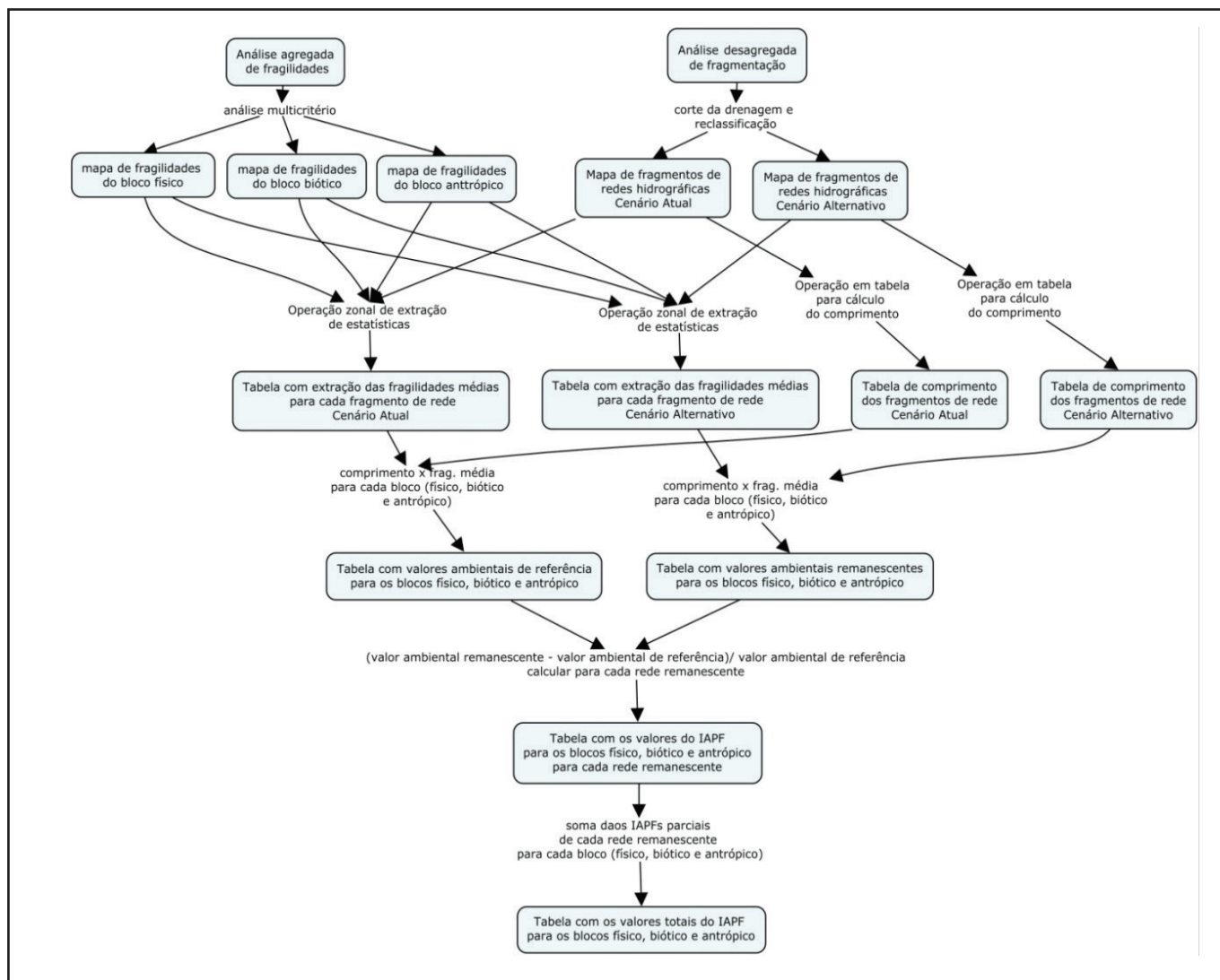


Figura 1 – Mapa conceitual do Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF

Como pode ser observado na figura 1, são utilizados dois conjuntos de mapas resultantes dos processos de análise agregada e desagregada. Da análise agregada são demandados os mapas resultantes da combinação linear ponderada hierárquica de indicadores de pressão ou estado em três níveis: variáveis, aspectos e blocos. As variáveis indicam a valoração da fragilidade para um processo ou padrão relacionado a alguma condição de resistência ou resiliência do sistema ambiental perante o regime de perturbações do meio. Os aspectos representam a combinação linear ponderada (soma ponderada) de um grupo de variáveis relacionadas a um grupo de processos intensamente relacionados funcionalmente. Esta agregação intermediária também teve a função de evitar que fosse efetuada a agregação, em um único passo, de um conjunto de variáveis maior do que 5 a 7, o que dificultaria a posterior análise de sensibilidade efetuada com os pesos atribuídos às variáveis (TREVISAN, 2008; TREVISAN; PADILHA; CRUZ, 2010). Finalmente, os aspectos foram agregados em blocos, representando a valoração ambiental (fragilidade) dos blocos físico, biótico e antrópico.

As figuras 2 a 4 apresentam, respectivamente, os mapas

de fragilidades dos Blocos Físico, Biótico e Antrópico do projeto FRAG-RIO, que foram utilizados para valoração ambiental dos trechos de rios.

Da análise desagregada foram utilizados dois mapas de drenagem, apresentados nas figuras 5 e 6, que apresentam, respectivamente, o mapa das redes atuais, resultantes da fragmentação dos empreendimentos já existentes, presentes no SIGEL (ANEEL) no ano de 2011 (ano do relatório 2 do Projeto FRAG-RIO), incluindo todos os empreendimentos já implantados ou em implantação (Cenário Atual), tanto de UHEs, como de PCHs e CGHs, utilizado como mapa de referência, e o mapa do cenário alternativo, com os efeitos de fragmentação resultantes da implantação de todos os empreendimentos do Cenário Atual, empreendimentos com outorga, viabilidade ou plano básico aprovados, mais os empreendimentos das UHEs Garabi e Panambi.

Para a extração dos valores de comprimento de cada rede contínua de drenagem, foi efetuada a edição dos mapas vetoriais de drenagem no ArcGis 9.3, cortando-se as drenagens nos pontos de inserção das barragens e, na sequência, foram

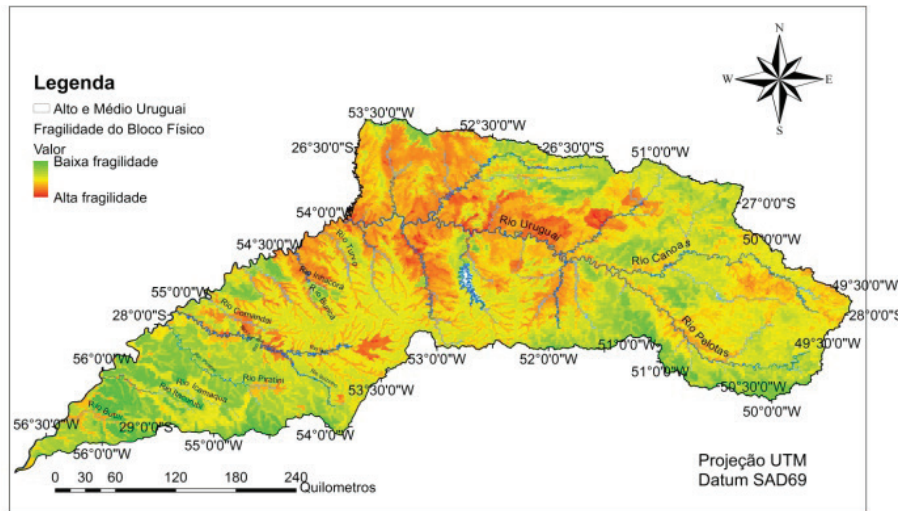


Figura 2 – Mapa de fragilidades do Bloco Físico  
Fonte: Brasil (2011)

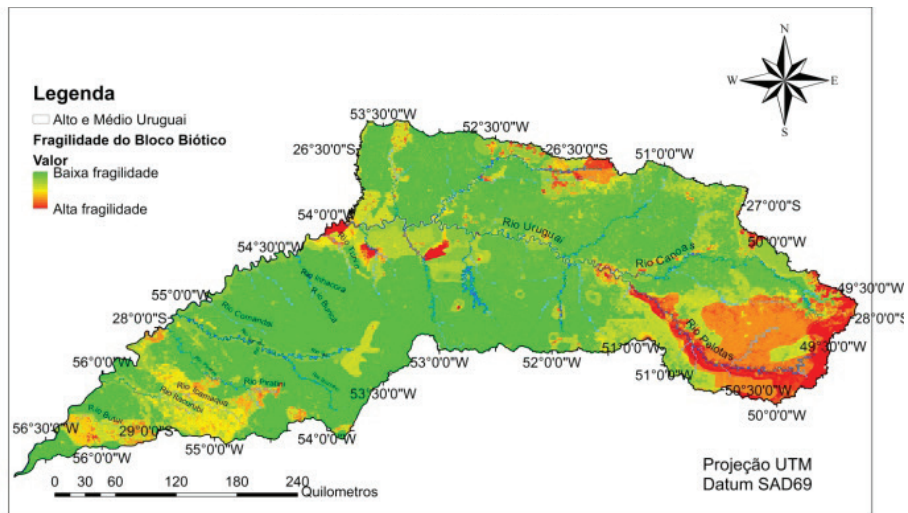


Figura 3 – Mapa de fragilidades do Bloco Biótico  
Fonte: Brasil (2011)

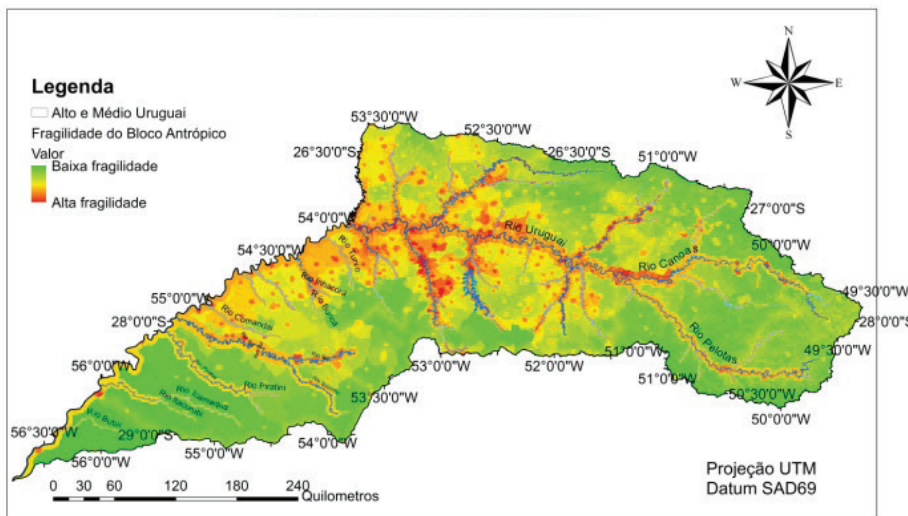


Figura 4 – Mapa de fragilidades do Bloco Antrópico  
Fonte: Brasil (2011)

selecionados todos os trechos que permaneceram contínuos e, através de uma operação na tabela de atributos, foi atribuído um identificador único de rede para todos os segmentos da mesma rede. Na sequência, foi utilizada a operação de calcular geometria na tabela de atributos, utilizando-se as opções de comprimento e unidade em quilômetros. Esta operação atribui o comprimento para cada polilinha da drenagem. A tabela foi exportada para o MS Excel e, através de uma operação de subtotal com opção soma, foram obtidos os comprimentos totais para cada rede.

Os valores médios de fragilidade para cada rede foram obtidos através do módulo Zonal Statistics as Table do ArcGis, utilizando-se os mapas de fragilidades como mapas de entrada e os mapas de redes como zonas, utilizando-se o campo do identificador de rede como Zone Field. As tabelas com os resultados foram exportadas para o MS Excel e os valores das médias, para cada rede, armazenados juntamente com os res-

pectivos comprimentos.

O cálculo dos valores ambientais para cada rede foram efetuados de acordo com a Equação 1.

$$Va_i = Fr_i \times C_i \quad (1)$$

Onde  $Va_i$  é o valor ambiental da rede  $i$ ,  $Fr_i$  é a fragilidade média da rede  $i$  e  $C_i$  é o comprimento acumulado de todas as polilinhas da rede  $i$  em quilômetros. Ou seja, o valor ambiental é o comprimento da rede ponderado pela fragilidade média.

Para as redes referentes ao Cenário Atual, o valor de  $Va_i$  passa a ser  $Var_i$ , que passa a ser lido como valor ambiental de referência.

Neste estudo somente foram computados os valores

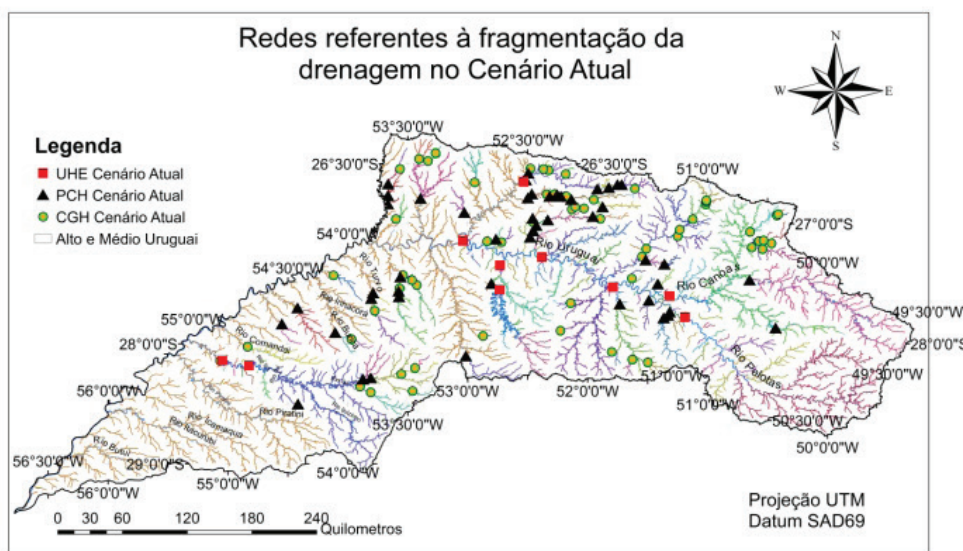


Figura 5 – Mapa de fragmentação da rede do trecho nacional do Uruguai Alto e Médio, Cenário Atual  
Fonte: Brasil (2011)



Figura 6 – Mapa de fragmentação da rede do trecho nacional do Uruguai Alto e Médio, Cenário Alternativo  
Fonte: Brasil (2011)

de  $Var_i$  para as redes com comprimento acumulado maior que 400 km e para cada bloco temático (físico, biótico e antrópico).

Os valores de  $Va_i$  foram calculados para todas as redes do Cenário Atual maiores que 400 km e fragmentadas pelos empreendimentos do Cenário Alternativo, independentemente do seu comprimento. O critério utilizado foi qualitativo, avaliando-se as redes que possuíam maior probabilidade de conter trechos contínuos de rios com comprimento igual ou maior a 80 km, valor tomado como referência para a viabilidade de populações de peixes migradores de médio porte (BRASIL, 2011).

O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF foi calculado de acordo com a Equação 2.

$$IAPF_k = \sum_i^n \frac{(Va_i - Var_k)}{Var_k} \quad (2)$$

Onde  $IAPF_k$  é o Índice Ambiental de Perda por Fragmentação para a rede  $k$  do Cenário Atual;  $Va_i$  é o valor ambiental da rede  $i$ ;  $Var_k$  é o valor ambiental de referência da rede  $k$  e  $n$  é o número de redes resultantes da fragmentação da rede  $k$ . Cada termo do somatório expressa a perda relativa de valor ambiental para cada trecho de rede resultante da fragmentação. O IAPF expressa, portanto, a soma das perdas relativas de todos os fragmentos de rede resultantes da implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo sobre a rede do Cenário Atual.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

A tabela 1 apresenta os resultados da fragilidade média calculada para os quatro blocos temáticos utilizados no Relatório da Segunda Etapa do Projeto FRAG-RIO (BRASIL, 2011): físico,

**Tabela 1 – Fragilidade média obtida para o Cenário Atual**

<i>Bloco temático</i>	<i>Favorabilidade</i>	<i>Fragilidade média</i>
<i>Cenário Atual</i>	<i>média</i>	<i>(Fr)</i>
Físico	122,01	132,99
Biótico	195,89	59,11
Antrópico 1	200,74	54,26
Antrópico 2	209,66	45,34

**Tabela 2 – Valores ambientais de referência obtidos para o Cenário Atual**

<i>rede</i>	<i>C<sub>i</sub></i> <i>(km)</i>	<i>Var<sub>i</sub></i> <i>Bloco</i> <i>Físico</i>	<i>Var<sub>i</sub></i> <i>Bloco</i> <i>Biótico</i>	<i>Var<sub>i</sub></i> <i>Bloco</i> <i>Antrópico 1</i>	<i>Var<sub>i</sub></i> <i>Bloco</i> <i>Antrópico 2</i>	<i>descrição</i>
1	8428	1120841,95	498211,18	457302,39	382112,58	rede do Uruguai jusante UHE Foz do Chapecó
123	1448	165809,03	133619,99	78568,33	65650,10	rede do rio Pelotas montante UHE Barra Grande
2	1226	163046,06	72473,53	66522,63	55584,96	rede do Ijuí montante UHE São José jusante PCH José Barasuol (Linha 3 Leste)
108	1122	149215,08	66325,69	60879,60	50869,76	rede do rio Canoas montante PCH Pery
110	1083	144028,46	64020,25	58763,47	49101,56	rede do rio Canoas montante UHE Campos Novos e jusante PCH Pery
179	739	98279,81	43685,10	40098,06	33505,13	rede do rio Apauê ou Ligeiro
117	437	58116,75	25832,73	23711,57	19812,91	rede do rio do Peixe entre CGH Rio do Peixe - Specht e CGH Fuganti

biótico, e os cenários 1 e 2 do bloco antrópico. Originalmente, o projeto FRAG-RIO utilizou uma escala de favorabilidades para representar as fragilidades ambientais, o que determinava que o valor de 0 significava a menor favorabilidade e a maior fragilidade. Para fim de tornar os valores de fragilidades diretamente proporcionais à fragilidade, converteu-se os valores de favorabilidades para fragilidades subtraindo os mesmos de 255.

A tabela 2 apresenta os valores ambientais de referência ( $Va_i$ ) calculados para o Cenário Atual e para as redes que apresentam comprimento acumulado igual ou maior que 400km. Observa-se que para todos os blocos a rede que apresenta o maior valor ambiental de referência é a rede 1, que é o trecho contínuo de rios livres de barramentos situados a jusante da UHE Foz do Chapecó. Em segundo lugar encontra-se a rede 123, que é a rede do rio Pelotas situada a montante da UHE Barra Grande.

A tabela 3 apresenta os resultados do IAPF referentes à fragmentação da rede 1. Observa-se que a implantação do Cenário Alternativo, com a inserção das UHEs Panambi e Garabi resulta na fragmentação da rede 1 em 20 redes menores. A fragmentação da rede 123 está apresentada na tabela 4. Nesta rede, a inserção dos empreendimentos do Cenário Alternativo resulta em uma fragmentação da rede atual em 6 redes menores. As tabelas 5 e 6 apresentam, respectivamente, os resultados do IAPF para as redes 2 e 110, onde a implantação das intervenções do Cenário Alternativo resultam em 2 e 3 redes menores, respectivamente.

As redes com comprimento maior que 400 km 108 (rede do rio Canoas a montante da PCH Pery), 179 (rede do rio Apauê ou Ligeiro) e 117 (rede do rio do Peixe entre a CGH Rio do Peixe - Specht e a CGH Fuganti) possuem IAPFs iguais a zero, uma vez que não há diferença de valores ambientais resultantes de fragmentação por barragens (os cenários atual e alternativo são iguais). A figura 7 apresenta os resultados comparados do IAPF para as redes maiores que 400 km. Observa-se que as maiores perdas de valores ambientais, com a inserção dos empreendimentos do Cenário Alternativo se deram na rede situada a jusante da UHE Foz do Chapecó (rede 1), na rede situada a montante da UHE Barra Grande (rede 123) e na rede do rio Canoas situada a montante da UHE Campos Novos e a jusante da PCH Pery. Observa-se que as perdas na rede 1 são cerca de 4 vezes maiores que na rede 123. Já as perdas na rede 110 representam cerca de um terço daquelas verificadas para a rede 123.

Tabela 3 – IAPF referente à fragmentação da rede 1 do Cenário Atual (rede do Uruguai jusante UHE Foz do Chapecó) pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		$C_i$	$F_r$				IAPF			
Cenário Alternativo	Cenário Atual	Cenário Alternativo	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2
3	1	2208	329411,52	131603,42	207823,58	146584,70	-0,71	-0,74	-0,55	-0,62
4	1	3230	368882,15	181781,17	202889,22	101547,97	-0,67	-0,64	-0,56	-0,73
220	1	189	29689,05	12147,60	17917,39	12242,48	-0,97	-0,98	-0,96	-0,97
221	1	24	346843,46	1429,49	2519,81	1615,56	-0,69	-1,00	-0,99	-1,00
222	1	4	601,13	182,90	440,18	278,88	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
225	1	25	3545,93	1385,43	2401,00	1616,95	-1,00	-1,00	-0,99	-1,00
228	1	397	61950,86	17482,69	35686,33	22066,45	-0,94	-0,96	-0,92	-0,94
229	1	13	1390,79	597,99	1146,65	740,47	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
230	1	38	5600,36	1810,55	3356,81	1926,22	-1,00	-1,00	-0,99	-0,99
232	1	40	6056,68	1926,36	3686,64	2514,88	-0,99	-1,00	-0,99	-0,99
236	1	75	8072,63	3545,78	6936,45	4544,10	-0,99	-0,99	-0,98	-0,99
237	1	46	4353,58	2465,88	4559,38	2786,50	-1,00	-1,00	-0,99	-0,99
238	1	9	1163,62	423,23	860,47	565,59	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
239	1	96	13782,05	4552,32	9041,86	5372,26	-0,99	-0,99	-0,98	-0,99
241	1	96	11587,30	4711,01	9559,49	6397,73	-0,99	-0,99	-0,98	-0,98
243	1	21	2536,80	783,91	1994,22	1203,45	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
265	1	36	3931,74	2520,00	2304,65	975,67	-1,00	-0,99	-0,99	-1,00
297	1	69	9180,11	3288,75	6608,27	4122,54	-0,99	-0,99	-0,99	-0,99
540	1	8	1046,49	600,66	782,12	527,12	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
542	1	6	888,47	381,00	709,35	403,35	-1,00	-1,00	-1,00	-1,00
<b>IAPF acumulado rede 1 do Cenário Atual</b>							<b>-18,92</b>	<b>-19,25</b>	<b>-18,86</b>	<b>-19,17</b>

Tabela 4 – IAPF referente à fragmentação da rede 123 (rede do rio Pelotas a montante da UHE Barra Grande) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		$C_i$	$F_r$				IAPF			
Cenário Alternativo	Cenário Atual	Cenário Alternativo	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2
123	123	945	106125,39	89266,59	36572,45	36572,45	-0,36	-0,33	-0,53	-0,44
801	123	37	4076,73	2855,88	656,01	656,01	-0,98	-0,98	-0,99	-0,99
802	123	95	10908,47	8400,09	2717,95	2717,95	-0,93	-0,94	-0,97	-0,96
803	123	23	2638,31	2036,79	1351,94	1351,94	-0,98	-0,98	-0,98	-0,98
804	123	57	6576,77	5016,40	2038,83	2038,83	-0,96	-0,96	-0,97	-0,97
805	123	291	35492,11	26037,52	6994,48	6994,48	-0,79	-0,81	-0,91	-0,89
<b>IAPF acumulado rede 123 do Cenário Atual</b>							<b>-5,00</b>	<b>-5,00</b>	<b>-5,36</b>	<b>-5,23</b>

Tabela 5 – IAPF referente à fragmentação da rede 2 (rede do rio Ijuí a montante da UHE São José e a jusante da PCH José Barasuol - Linha 3 Leste) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		$C_i$	$F_r$				IAPF			
Cenário Alternativo	Cenário Atual	Bloco Físico	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2
2	2	1132	152520,01	65527,80	47042,55	47042,55	-0,06	-0,10	-0,29	-0,15
801	2	94	13676,82	5647,38	6336,17	6336,17	-0,92	-0,92	-0,90	-0,89
<b>IAPF acumulado rede 2 do Cenário Atual</b>							<b>-0,98</b>	<b>-1,02</b>	<b>-1,20</b>	<b>-1,04</b>



Tabela 6 – IAPF referente à fragmentação da rede 110 (rio Canoas a montante da UHE Campos Novos e a jusante da PCH Pery) do Cenário Atual pela implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo

Identificador da rede		$C_i$	$F_i$				IAPF			
Cenário Alternativo	Cenário Atual	Bloco Físico	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2	Bloco Físico	Bloco Biótico	Bloco Antr. 1	Bloco Antr. 2
110	110	35	4107,64	2193,49	1768,38	1768,38	-0,97	-0,97	-0,97	-0,97
1101	110	424	50999,00	28510,33	18209,03	18209,03	-0,69	-0,61	-0,73	-0,67
1102	110	609	73630,41	39486,07	23786,78	23786,78	-0,55	-0,46	-0,64	-0,57
<b>IAPF acumulado rede 110 do Cenário Atual</b>							<b>-2,21</b>	<b>-2,03</b>	<b>-2,34</b>	<b>-2,21</b>

De acordo com Mota et al. (2010), “os métodos multicritérios têm obtido aceitação em trabalhos de valoração, em que a complexidade do ativo que está sendo avaliado é revertida em valores diversos, tais como visões ecológicas distintas, usos múltiplos do ativo a ser avaliado, entendimento político sobre o assunto, compromissos e julgamentos de valor quanto ao aspecto ambiental e modos de enxergar a problemática ambiental diante dos desafios da preservação/conservação ambiental”. Este estudo mostra como a análise de fragilidades ambientais efetuadas com base em uma análise multicritério hierarquizada, como a efetuada no Projeto FRAG-RIO, pode ser utilizada para quantificar, de uma forma não monetária, o valor ambiental de uma rede hidrográfica e avaliar a perda de valores resultante da inserção de empreendimentos que causem a fragmentação da rede. No entanto, cabe realçar que toda análise multicritério é construída com base em variáveis indicadoras. De acordo com Quiroga (2004), um indicador “é uma variável que, em função do valor assumido em determinado momento, esclarece significados não imediatamente aparentes e que os usuários decodificaram, indo além do que é mostrado diretamente, na medida em que a ele se associam um edifício cultural e um significado social. Assim, nem todas as estatísticas podem ser consideradas indicadores, pois, para pertencer a esta categoria, o dado deve fornecer a certo grupo de pessoas várias informações importantes, sem dar margem para dúvidas ou interpretações contrárias”. Deste modo, a valoração ambiental e sua perda, estimada através do IAPF, reflete a visão consensual da equipe executora do Projeto FRAG-RIO e do seu Grupo Técnico de Acompanhamento, construída em longo processo de construção metodológica.

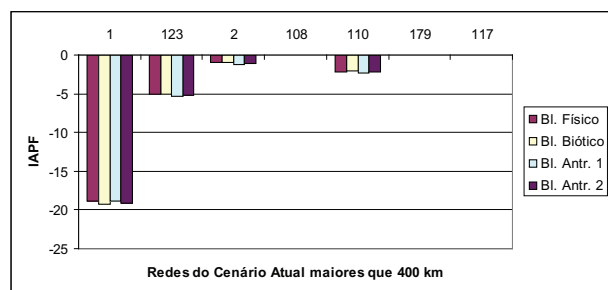


Figura 7 – Valores do IAPF para os blocos físico, biótico e antrópicos 1 e 2 das redes do Cenário Atual maiores que 400 km

Segundo Gallopín (apud Quiroga, 2004), “um bom indicador é uma variável que agrega, ou mesmo simplifica, as informações relevantes, torna visíveis fenômenos perceptíveis de interesse e quantifica, avalia e comunica informações relevantes”.

Ou seja, tomado como um indicador, o IAPF deve clarificar a hierarquia de perdas ambientais para os tomadores de decisão.

Como exemplo da sua utilidade para sintetizar a hierarquização de perdas ambientais, pode-se analisar comparadamente a situação das redes situadas a jusante da UHE Foz do Chapecó (rede 1) e montante da UHE Barra Grande (rede 123). Recentemente, com base em vários estudos, incluindo o Projeto FRAG-RIO, o IBAMA divulgou parecer contrário à implantação da UHE Pai Querê na rede 123, bem como recomendou que os Estados de Santa Catarina e Rio Grande do Sul mantivessem este trecho da bacia como livre de barramentos (IBAMA, 2012), tendo em vista a grande fragilidade ambiental da área. Em fevereiro de 2015, foi realizada Audiência Pública, promovida pelo Ministério Público Federal, sobre a implantação das UHEs Panambi e Garabi na rede 1 (MPRS, 2015). A análise comparada dos IAPFs respectivos da implantação dos empreendimentos do Cenário Alternativo nestas redes mostra que a implantação das UHEs Garabi e Panambi resultará em perdas ambientais quatro vezes maiores que aquelas que já justificaram o parecer contrário à implantação da UHE Pai Querê.

## CONCLUSÕES

O Índice Ambiental de Perda por Fragmentação – IAPF – é uma ferramenta para a valoração não monetária do impacto da fragmentação de redes hidrográficas por qualquer tipo de regime de perturbação, como as barragens para fins de geração de energia elétrica, irrigação, abastecimento de água, prevenção de enchentes ou navegação. Permite que seja efetuada a análise, de forma conjunta, da valoração ambiental estimada a partir da análise de fragilidades ambientais com base em análise multicritério e da análise desagregada de fragmentação, a partir da medição com comprimento acumulado das redes remanescentes em comparação com o comprimento das redes que existiam no Cenário Atual. Deste modo, o valor ambiental de cada rede pode ser estimado a partir da multiplicação do comprimento da rede pelo valor médio da fragilidade de cada bloco temático. Ao se comparar este valor obtido para a rede do Cenário Atual com os valores obtidos para as redes remanescentes após a implantação dos empreendimentos previstos no Cenário Alternativo, pode-se estimar a perda de valores ambientais da rede hidrográfica. Os resultados podem auxiliar o processo de tomada de decisões referente ao planejamento das ações de licenciamento ambiental de barragens, assumindo os efeitos cumulativos e sinérgicos do conjunto de intervenções previstas para a bacia hidrográfica.

O estudo de caso apresentado demonstra que as conclusões efetuadas ao longo das Etapas I e II do Projeto FRAG-RIO tornaram-se mais claras através da apresentação dos resultados do IAPF: demonstrando a alta fragilidade dos trechos remanescentes a montante da UHE Barra Grande, no Alto Rio Pelotas, e a jusante da UHE Foz do Chapecó, no trecho médio do rio Uruguai, tornando mais visível a base sintética de informações que recomenda que o trecho do Alto Pelotas seja preservado, assim como levanta as grandes perdas ambientais que serão resultantes da implantação das UHEs Garabi e Panambi e o alto valor do trecho remanescente do rio da Várzea, reforçando a necessidade de manutenção das medidas da FEPAM, que elencou uma série de trechos de rios livres de barragens no trecho gaúcho do Alto Pelotas e na bacia dos rios Ijuí, Icamaquã, Piratinim e Butuí.

## AGRADECIMENTOS

Agradecemos à FINEP e ao CNPq pelo apoio financeiro, ao MMA, FEPAM, FATMA, ELETROBRAS, EPE, UFSM e UNIPAMPA pela parceria na execução do projeto FRAG-RIO.

## REFERÊNCIAS

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. *Relatório 2. Desenvolvimento metodológico e tecnológico para a avaliação ambiental integrada aplicada ao processo de análise de viabilidade de hidrelétricas - FRAG-RIO*. Santa Maria: UNIPAMPA/UFSM, 2011.

CÔTE, D.; KEHLER, D. G.; BOURNE, C.; WIERSMA, Y. F. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecol.*, v. 24, p. 101-113, 2009.

CRUZ, R. C. *Prescrição de vazão ecológica: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados*. 2005. 135 f. Tese (Doutorado em Ecologia) - Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005. Disponível em: <[http://www.dominionpublico.gov.br/pesquisa/DetailObraForm.do?select\\_action=&co\\_obra=28831](http://www.dominionpublico.gov.br/pesquisa/DetailObraForm.do?select_action=&co_obra=28831)>. Acesso em: 10 fev. 2013.

CRUZ, R. C.; PORTO, M. L.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil). In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17.; SIMPÓSIO DE HIDRÁULICA E RECURSOS HÍDRICOS DOS PAÍSES DE LÍNGUA OFICIAL PORTUGUESA, 8., 2007, Porto Alegre. *Anais...* Porto Alegre: ABRH, 2007. p. 1-20.

CRUZ, R. C.; ROCHA, J. M.; SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C.; OLIVEIRA, S. C. A. Uma análise crítica dos conceitos de análise de fragilidades ambientais e de avaliação ambiental integrada. In: QUINTA-FERREIRA, M.; BARATA, M. T.; LOPES, F. C.; ANDRADE, A. I.; HENRIQUES, M. H.; PENA DOS REIS, R.; IVO ALVES, E. *Para desenvolver a terra: memórias e notícias*

de geociências no espaço lusófono. 1 ed. Coimbra: Imprensa da Universidade de Coimbra, 2012. v. 3, p. 1-8.

DIAS, M. S.; CORNU, J.; OBERDORFF, T.; LASSO, C. A.; TEDESCO, P. A. Natural fragmentation in river networks as a driver of speciation for freshwater fishes. *Ecography*, v. 36, n. 6, p. 683-689, 2013.

GRILL, G.; LEHNER, B.; LUMSDON, A. E.; MacDONALD, G. K.; ZARFL, C.; LIERMANN, C. R. An index-based framework for assessing patterns and trends in river fragmentation and flow regulation by global dams at multiple scales. *Environ. Res. Lett.*, v. 10, 015001, 2015. doi: 10.1088/1748-9326/10/1/015001.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. *Parecer no. 139/2012*. Análise técnica do Estudo de Impacto Ambiental do Aproveitamento Hidrelétrico Pai Querê, processo nº 02001.002831/2001-21, com o fim de avaliar a viabilidade ambiental do empreendimento. Brasília: CEH/CGIEE/DLA/IBAMA, 2012. Disponível em: <[http://pwweb2.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/curicaca/usu\\_doc/parecer\\_ibama\\_pai\\_quere.pdf](http://pwweb2.procempa.com.br/pmpa/prefpoa/curicaca/usu_doc/parecer_ibama_pai_quere.pdf)>. Acesso em: 7 out. 2013.

JAGER, H. I.; CHANDLER, J. A.; LEPLA, K. B.; Van WINKLE, W. A theoretical study of river fragmentation by dams and its effects on white sturgeon populations. *Environ. Biol. Fishes*, v. 60, n. 4, p. 347-361, Apr. 2001.

LEHNER, B.; GRILL, G. Global river hydrography and network routing: baseline data and new approaches to study the world's large river systems. *Hydrol. Process.*, v. 27, n. 15, p. 2171-2186, July 2013.

LEHNER, B.; LIERMANN, C. R.; CARMEN, R.; VÖRÖSMARTY, C.; FEKETE, B.; CROUZET, P.; DÖLL, P.; ENDEJAN, M.; FRENKEN, K.; MAGOME, J.; NILSSON, C.; ROBERTSON, J. C.; RÖDEL, R.; SINDORF, N.; WISSER, D. High-resolution mapping of the world's reservoirs and dams for sustainable river-flow management. *Frontiers Ecol. Environ.*, v. 9, n. 9, p. 494-502, 2011.

MIMS, M. C.; OLDEN, J. D. Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. *Freshwater Biol.*, v. 58, n. 1, p. 50-62, Jan. 2013.

MOTA, J. A.; BURSZTYN, M.; CÂNDIDO JÚNIOR, J. O.; ORTIZ, R. A. A valoração da biodiversidade: conceitos e concepções metodológicas. In: MAY, P. (Org.). *Economia do Meio Ambiente: teoria e prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 265-288.

MPRS - Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul. *Audiência pública debate impactos da construção de Usina Hidrelétrica em Panambi*. Porto Alegre: Ministério Público do Estado do Rio Grande do Sul, 2015. Disponível em: <<http://www.mprs.mp.br/noticias/id37598.htm>>. Acesso em: 10 mar. 2015.

NILSSON, C.; JANSSON, R.; ZINKO, U. Long-Term Responses of River-Margin Vegetation to Water-Level Regulation. *Science*, v. 276, n. 5313, p. 798-800, May 1997.

NILSSON, C.; REIDY, C. A.; DYNESIUS, M.; REVENGA, C. Fragmentation and Flow Regulation of the World's Large River Systems. *Science*, v. 308, n. 6720, p. 405-408, Apr. 2005.

PRINGLE, C. What is hydrologic connectivity and why is it ecologically important? *Hydrol. Process.*, v. 17, n. 13, p. 2685-2689, Sept. 2003.

QUIROGA, R. M. Indicadores de sustentabilidade: avanços e desafios para a América Latina. In: ROMEIRO, A. R. (Org.). *Avaliação e contabilização de impactos ambientais*. Campinas, SP: Ed. da UNICAMP, 2004. p. 252-270.

ROMEIRO, A. R. Economia ou economia política da sustentabilidade. In: MAY, P. (Org.). *Economia do meio ambiente: teoria e prática*. 2. ed. Rio de Janeiro: Elsevier, 2010. p. 3-31.

SOARES, S. R. Análise Multicritério e Gestão Ambiental. In: PHILIPPI, JR., A.; ROMÉRO, M. A.; BRUNA, G. C. (Ed.). *Curso de gestão ambiental*. Barueri, SP: Manole, 2004. p. 971-999.

TREVISAN, M. L. *Sensibilidade de fatores para valoração do ambiente com uso de avaliação multicritério e geoprocessamento digital*. 2008. 165 f. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria, 2008.

TREVISAN, M. L.; PADILHA, D. G.; CRUZ, R. C. Sensibilidade da ponderação em fatores usados em avaliação multicritério ambiental para análise de fragilidades em bacia hidrográfica. In: 2º CONGRESSO INTERNACIONAL DE TECNOLOGIAS PARA O MEIO AMBIENTE, 2., Bento Gonçalves, RS, 2010. *Anais...* [S.l.: s.n.], 2010.

TUNDISI, J. G.; TUNDISI, T. M. *Recursos Hídricos no Século XXI*. São Paulo: Oficina de Textos, 2011.