

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM ECOLOGIA

Dissertação de Mestrado

Conectividade de hábitat em bacias hidrográficas:
simulações com múltiplas barragens e hierarquia de segmentos para conservação

LÚCIO SANTOS

Porto Alegre, setembro de 2011

Conectividade de hábitat em bacias hidrográficas:
simulações com múltiplas barragens e hierarquia de segmentos para conservação

Lúcio Santos

Dissertação apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia, do Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, como parte dos requisitos para obtenção do título de Mestre em Ecologia.

Orientador: Prof. Dr. Fernando Gertum Becker

Comissão Examinadora

Prof. Dr. Rafael Cabral Cruz

Prof. Dr. Nelson Ferreira Fontoura

Prof. Dr. Albano Schwarzbold

Porto Alegre, setembro de 2011

Dedicatória

Dedico esse trabalho a meu filho, Tarso Enrique, nascido durante primeiros meses do mestrado, na esperança de que ele tenha a oportunidade, quando crescido, de conhecer e desfrutar da maravilhosa biodiversidade que conheci. Que ele compreenda, no futuro, a razão porque seu pai se furtou tanto tempo de estarmos juntos.

Dedico também à minha avó Olga (*in memoriam*) que dizia “Estude! O saber ninguém nos tira!” ao netinho que queria ser um dia um cientista. Também ao meu avô Jayme (*in memoriam*), que dizia “...tu tens que te apaixonar por alguma coisa e ir até o fim...”: essa é a minha oportunidade!

AGRADECIMENTOS

Agradeço ao orientador, Fernando Gertum Becker, que além de inspiração, dedicou grande esforço e tempo a esse trabalho. Além do trabalho, ajudou-me na formação profissional a que este se propõe, a carreira científica em Ecologia. Mostrou-se um líder exemplar, sem ser autoritário. Encontrei um novo amigo com quem me identifico e compartilho idéias e ideais.

Agradeço a Aliana Segundo Acosta por dedicar-se integralmente aos cuidados de nosso filho (praticamente sozinha) durante esse período tão difícil e por compreender e incentivar essa realização.

Agradeço aos colegas do Laboratório de Ecologia de Paisagem Federico Monte Doméc, Ana Luiza Matte, Taís Guimarães, Lucas DeFries, Telmo Focht, Bruna Menezes, que estiveram presentes trocando idéias e sempre prontos a compartilhar conhecimentos.

Agradeço aos professores do PPG-ECO que contribuíram para minha formação e para a realização deste trabalho, bem como aos colegas e funcionários.

Agradeço a meus mestres do PPG Biologia Animal (Especialização em Diversidade e Conservação da Fauna), pela formação, apoio e incentivo nesse novo passo!

Agradeço a minha mãe, Iertha Maria Marangon, pelos computadores, carro, apoio emocional e logístico, a meu pai Fernando Weck dos Santos e minha irmã Liliana Santos pelo carinho e apoio.

Agradeço ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade pelo afastamento de minhas funções, sem o qual esse trabalho não teria sido possível.

RESUMO

A biodiversidade dos rios brasileiros encontra-se sob severa ameaça, em razão da fragmentação e perda de hábitat que os barramentos representam. Até o presente, os aproveitamentos hidrelétricos têm seu licenciamento ambiental condicionado a análises de impacto locais, sem avaliação dos impactos cumulativos de múltiplas barragens em uma bacia hidrográfica, com relação à conservação da diversidade da ictiofauna. Estudos anteriores para subsídio de licenciamento de múltiplas barragens na bacia Taquari-Antas (RS) propuseram cenários alternativos de conservação (número e posição de barragens), quando ainda não havia métricas de conectividade dendrítica desenvolvidas. Entre os problemas identificados naqueles estudos figuram a quantificação dos efeitos cumulativos das barreiras sobre a conectividade da bacia, o estabelecimento de áreas prioritárias para conservação e a influência do número e da posição das barreiras na conservação da biodiversidade aquática em uma bacia. Avaliamos a aplicação de *conectividade* para mensuração de impactos cumulativos de fragmentação de bacias hidrográficas através de índices de conectividade dendrítica recentemente propostos. Propomos um método genérico e replicável para analisar quantitativamente os efeitos de sucessivos barramentos em relação à conectividade dos hábitats aquáticos em processos de migração e dispersão de peixes em bacias hidrográficas. Utilizamos simulações de cenários de múltiplos barramentos para a avaliação. Propomos também uma sistematização para a simulação de múltiplos barramentos. Além disso, hierarquizamos áreas para conservação por conectividade, aplicamos as novas métricas de conectividade a estudos anteriores e demonstramos casos de cenários de alta conectividade com outras implicações na conservação. Discutimos o amadurecimento do método para aplicação em licenciamento ambiental e planejamento de conservação, bem como limitações atuais e perspectivas para trabalhos futuros.

PALAVRAS-CHAVE: conectividade dendrítica, migração de peixes, dispersão de peixes, fragmentação de hábitat lótico, barreiras na paisagem

ABSTRACT

Biodiversity of Brazilian rivers is nowadays seriously threatened due to fragmentation and habitat loss that impoundments represent. Up to now, hydroelectric power plants have their environmental licensing processes conditioned to local impact analysis, with no evaluation of cumulative impacts of multiple dams in a watershed landscape on the conservation of the integrity of ichthyofauna. Former studies for supporting environmental licensing processes of multiple hydroelectric dams in the Taquaria-Antas basin (RS, Brasil) proposed alternative conservation scenarios (number and position of barriers), in a time when there were no dendritic connectivity metrics developed. Among the problems identified at that time, we point quantification of cumulative effects of multiple barriers on the drainage connectivity, detecting priority areas for conservation and detecting the influence of the number and position of the barriers in the catchment for best conservation of aquatic biodiversity. We evaluated the application of *connectivity* for quantifying the impacts of fragmentation in hydrographic basins through recently proposed indexes. We proposed a replicable and generic method for quantifying the effects of successive impoundments in relation to aquatic habitat connectivity in ecological processes of migration and dispersal of fishes in hydrographic basins. We used multiple barriers scenarios simulation in order to perform the assessments. We also propose a way of systematizing multiple barriers simulations. Moreover, we rank areas for conservation by connectivity, apply the new connectivity metrics on former studies and demonstrate cases of high connectivity scenarios with other implications on conservation. We discuss maturing the method for application on environmental licensing and conservation planning as well as current limitations and perspectives for future studies.

KEY-WORDS: dendritic connectivity, fish migration, fish dispersal, lotic habitat fragmentation, landscape barriers

SUMÁRIO

1. INTRODUÇÃO	7
1.1. Geometria do hábitat fluvial	9
1.2. Problemas	10
1.3. Objetivo Geral	12
1.4. Objetivos Específicos	12
1.4.1. Sistematizar simulação de barramentos	12
1.4.2. Hierarquizar áreas para conservação	12
1.4.3. Aplicar as novas métricas a estudos anteriores	13
1.4.4. Demonstrar casos de implicações de alta conectividade na conservação	13
2. MATERIAL E MÉTODOS	14
2.1. Aplicação do DCI (abordagem por fragmentos) a estudos anteriores	16
2.2. Sistematização da simulação de bacias com múltiplas barragens	17
2.3. Hierarquização de Segmentos - Análise de posição ordinal de segmentos	17
2.4. Aplicação da abordagem por segmentos a estudos anteriores	19
2.5. Altos valores em Conectividade: avaliação de cenários sob outros critérios	21
3. RESULTADOS	24
3.1. Sistematização da simulação de posicionamento de barragens por segmentos	24
3.2. Análise de Hierarquia (Posição Ordinal) de segmentos em relação à conectividade	24
3.3. Aplicação das métricas de conectividade sobre trabalhos anteriores	28
3.4. Casos de contradição entre alta conectividade e conservação	36
4. DISCUSSÃO	39
4.1. Revisão de estudos anteriores sob a perspectiva das novas medidas de conectividade	45
4.2. Perspectivas	47
5. CONCLUSÕES	49
6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS	51

LISTA DE FIGURAS

- Figura 1.** Trecho do sistema de drenagem Jacuí-Patos (detalhe). Eclusa de Bom Retiro (Bom Retiro do Sul) permite conectividade para navios entre Estrela e Porto Alegre e reduz a conectividade para peixes..... **8**
- Figura 2.** (a) Bacia hidrográfica dividida em segmentos: a1 é um segmento de meio e a2 é um segmento de extremidade; a3 é um nó ou confluência, que conecta três segmentos. (b) Bacia hidrográfica dividida (fragmentada) por uma barreira antropogênica; b1 é um fragmento composto por diversos segmentos; b2 é um fragmento composto de parte de um segmento; b3 é a barreira antropogênica..... **10**
- Figura 3.** (a) Rede hidrográfica da bacia Taquari-Antas com seis ordens de Strahler e 3749 segmentos. (b) Rede hidrográfica simplificada para quatro ordens de Strahler, com 161 segmentos e 161 barreiras (pontos em vermelho)..... **19**
- Figura 4.** Posições das barragens (em vermelho) em cada um dos primeiros 21 segmentos do rio Taquari-Antas, na simulação Barramento Único. Barreiras naturais em azul..... **20**
- Figura 5.** Detalhe do segmento 13 apresentando três barragens, GUA01, GUA02 e GUA03 (em vermelho)..... **21**
- Figura 6.** Simulação *Segmentos*: representados na hierarquia para conectividade da bacia, para espécies: a) migradoras (os segmentos menos espessos apresentam $dDCIm=0$); b) residentes; segmentos em verde são aqueles que contém barreiras naturais (pontos em vermelho); segmentos mais espessos indicam maior importância para a conectividade, portanto, posições mais relevantes para conservação na bacia; segmentos livres aparecem em preto..... **25**
- Figura 7.** Análise de Hierarquia (posição ordinal) de segmentos - simulação *Segmentos*; (a) CCDHm - espécies migradoras; (b) CCDHr - espécies residentes. **26**
- Figura 8.** Simulação *Fragments*; espécies migradoras em vermelho e residentes em azul: a) comparação dos valores de DCI entre os cenários; b) contribuição das barreiras naturais para o DCI total da bacia..... **28**
- Figura 9.** Cenários da Simulação *B&G-2001*: a) para espécies migradoras e b) para espécies residentes..... **32**
- Figura 10.** Teste U de Mann-Whitney para os oito cenários propostos por Becker & Guadagnin em 2001 sobre hierarquia de segmentos (dDCI) para peixes residentes (DCIr), classificados por barrados (barrier) e livres (free)..... **34**
- Figura 11.** Teste U de Mann-Whitney sobre variável hierarquia de variação do DCI para os segmentos dos cenários 01 a 08 propostos por Becker & Guadagnin (2001) para peixes migratórios, classificados em barrados (barrier) e livres (free)..... **35**
- Figura 12.** a) Cenário da simulação *Cabeceiras*; b) Cenário da simulação *Afogamento*. Segmentos em verde são aqueles que contém barreiras naturais (pontos em vermelho); segmentos mais espessos indicam maior importância para a conectividade, portanto, posições mais relevantes para conservação na bacia; segmentos livres aparecem em preto..... **37**

LISTA DE TABELAS

Tabela 1. Adaptação dos casos de história de vida de Cote et al. (2009) para a Sub-bacia Taquari-Antas.	14
Tabela 2: Hierarquia (posição ordinal) das barreiras dos oito cenários para espécies residentes, simulação <i>Fragmentos</i>	31
Tabela 3: Hierarquia (posição ordinal) das barreiras dos oito cenários para espécies migradoras, simulação <i>Fragmentos</i>	32
Tabela 4: Hierarquia (posição ordinal) dos segmentos barrados para espécies residentes (r) e migradoras (m), simulação <i>B&G2001</i>	34
Tabela 5: Simulações de barragens na bacia Taquari-Antas para comparação dos critérios de conservação.....	38

LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

ANT99	Barragens no Rio das Antas (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
B&G2001	simulação baseada em Becker & Guadagnin (2001) (sBG)
BN	Número de barreiras naturais da bacia
CAM99	Barragens no Rio Camisas (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
CAR99	Barragens no Rio Carreiro (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
CCDH	Critério de Conectividade Dendrítica de Hábitat
CCDHm	CCDH para peixes migradores
CCDHR	CCDH para peixes residentes
CDH	Conectividade Dendrítica de Hábitat
C_N	Contribuição do DCI _n para a formação do DCI
CPBN	Critério de Preservação de Barreiras Naturais
CPC	Critério de Preservação de Cabeceiras
CPRL	Critério de Preservação de Rios Livres
DC	Distância de Custo (Guimarães 2009)
DCI	<i>Dendritic Connectivity Index</i> – Índice de Conectividade Dendrítica
DCI_d; DCI_p	DCI para caso diádromo; DCI para caso potádromo
DCI_m	DCI para espécies migradoras
DCI_n	DCI natural – valor de conectividade natural da bacia – somente barreiras naturais
DCI_r	DCI para espécies residentes
DCI_t	DCI total da bacia
dDCI	<i>delta</i> DCI – variação de DCI
DEM	<i>Digital Elevation Model</i> – Modelo Digital de Elevação (MNT)
ECBR	Eclusa de Bom Retiro
FEPAM	Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (RS, Brasil)
GUA99	Barragens no Rio Guaporé (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
ITM99	Barragens no Rio Ituim (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
LGR99	Barragens no Rio Lajeado Grande (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
MNT	Modelo Numérico de Terreno (DEM)
MTP	Mecanismo de Transposição de Peixes
NE	Número de nascentes conectadas sem barreiras até o exutório
PC	Preservação de Cabeceiras
PRA99	Barragens no Rio da Prata (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
sA	Simulação Afogamento
SAN99	Barragens no Rio Santana (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
sBU	simulação Barramento Único
sC	Simulação Cabeceiras
sF	simulação Fragmentos
SIG	Sistema de Informações Geográficas
S_{laj}	Número de segmentos livres a jusante (ou com barreira natural)
SPO	Segmento de Primeira Ordem (<i>l=livre; bn =barreira natural</i>)
SRI99	Barragens no Rio Santa Rita (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
sS	simulação Segmentos
STO99	Barragens no Rio São Tomé (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)
TUR99	Barragens no Rio Turvo (nomenclatura segundo Becker & Guadagnin 2001)

1. INTRODUÇÃO

Wiens (2001) destaca que paisagens são mosaicos de manchas de hábitat e são percebidas de maneira diferente pelos diferentes organismos que as habitam. Acrescenta que a conectividade entre as manchas de hábitat é crítica para a conservação de suas populações (Wiens 2001; Crooks & Sanjayan 2006), e que rios e riachos são epítomes de conectividade em paisagens naturais. Eles funcionam como redes de conexões por onde organismos, sementes, esporos, ovos, energia, sedimentos e resíduos podem deslocar-se no espaço.

Frente à crescente demanda e ao rico potencial hidrelétrico do Brasil, a biodiversidade dos rios brasileiros encontra-se sob severa ameaça em razão da fragmentação e perda de hábitat que os barramentos representam. Apesar disso, ainda são poucas as ferramentas de avaliação de impacto em escala de bacia hidrográfica (Barletta *et al.* 2010) que levam em conta a possibilidade de implantação de múltiplos barramentos. Há estudos incipientes em escala de bacia hidrográfica, mas o número está aumentando em razão da disseminação dos sistemas de informações geográficas e as bases de dados disponíveis.

Até o presente, os aproveitamentos hidrelétricos têm seu licenciamento ambiental condicionado a análises de impacto locais (Barletta *et al.* 2010; Schwarzbald 2004), sem avaliação dos impactos cumulativos de múltiplas obstruções nos corredores de uma paisagem. A cada nova barreira, os efeitos em relação aos processos de história de vida de algumas espécies (migrações para alimentação e reprodução), dispersão e recolonização de espécies não-migradoras (Fagan 2002) se acumulam. Ainda, a interrupção do fluxo gênico entre populações isoladas aumenta o risco de extinção (Erös *et al.* 2011; Primack & Rodrigues 2001).

Crooks & Sanjayan (2006) afirmam que “(...) *sem os níveis naturais de conectividade, a biodiversidade nativa está sob risco*”. Colocam também que quanto mais conectados estamos, mais desconectadas estão as populações de espécies não-humanas com as quais dividimos este planeta. Isso se observa claramente na bacia do Taquari-Antas (RS, Brasil) (Figura 1): a Eclusa de Bom Retiro, no rio Taquari, assegura conectividade a navios entre o porto de Estrela e o mar, passando pelo rio Jacuí, Lago Guaíba e Lagoa dos Patos. Porém, este equipamento representa também um obstáculo importante aos peixes, devido à sua posição relativa à sub-bacia Taquari-Antas, dificultando as migrações rio acima para reprodução e também a saída dos juvenis, nascidos nas cabeceiras, que precisam se alimentar em partes mais eutrofizadas da bacia ou no mar, ou até dispersar, colonizando novos hábitats.

Não há previsão específica para a conservação do hábitat aquático lótico na legislação brasileira¹, e áreas protegidas terrestres, em geral, não representam nem protegem adequadamente a biodiversidade aquática (Herbert *et al.* 2010; Agostinho *et al.* 2005). Em relação às bacias neotropicais, há necessidade de políticas públicas e esforços internacionais para conservação da ictiofauna. Além disso, no planejamento de ocupação de bacias, a informação é necessária para que as áreas de conservação não sejam simplesmente aquelas que sobram de outros usos (Barletta *et al.* 2010). Um dos estágios do planejamento sistemático de conservação (Margules & Pressey 2000) está relacionado à seleção de áreas prioritárias. A medida de conectividade pode colaborar no sentido de estabelecer áreas prioritárias para conservação da conectividade de hábitat.



Figura 1. Trecho do sistema de drenagem Jacuí-Patos (detalhe). Eclusa de Bom Retiro (Bom Retiro do Sul) permite conectividade para navios entre Estrela e Porto Alegre e reduz a conectividade para peixes.

Becker & Guadagnin (2001), em parecer técnico sobre a bacia do Taquari-Antas (RS, Brasil), avaliaram uma proposta de 56 aproveitamentos hidrelétricos, fornecendo subsídios para o licenciamento ambiental. Neste estudo, desenvolveram critérios e metas de conservação, baseados em biologia da conservação e ecologia de paisagem e propuseram 8 cenários alternativos de número e posição de barragens para que o órgão licenciador tomasse a decisão. Alguns dos critérios desenvolvidos para o hábitat aquático foram a preservação de rios livres (WCD 2000), o número de tributários isolados, a perda direta de hábitat (km de hábitat lótico transformados em lêntico) e a perda indireta de hábitat (fragmentos de rio livre de tamanho insuficiente para preservação da integridade da fauna).

¹ Lei No 9.985, de 18 de julho de 2000, institui o SNUC (Sistema Nacional de Unidades de Conservação).

Outro estudo recente vem aplicando a técnica da *distância de custo* (DC) para medir conectividade em redes de drenagem (Guimarães 2009). A técnica é aplicada no sistema flúvio-lacustre da bacia do rio Tramandaí (RS, Brasil). As lagoas são consideradas manchas de hábitat (lêntico), enquanto os cursos d'água que as conectam são compreendidos como corredores. As conexões foram divididas em 6 níveis de atrito e a medida de conectividade (DC) considera este nível de atrito e a distância entre as lagoas. A diferença da aplicação é que, em hábitat lótico, as manchas de hábitat são segmentos e possuem extensão espacial (distância) e as barreiras (conexões entre elas) não possuem, elas são pontuais. Já para hábitat lêntico, as conexões possuem extensão e grau de dificuldade de passagem, se comportando também como barreiras.

1.1. Geometria do hábitat fluvial

A maioria dos estudos sobre o hábitat fluvial, até o momento, considera sua forma como linear, longitudinal (p.ex. Becker & Guadagnin 2001; Schwarzbald 2004). Neste trabalho, bem como na abordagem proposta por Cote *et al.* (2009), a rede de hábitats fluviais é compreendida na forma dendrítica, isto é, um único tronco que se ramifica indefinidamente. O termo vem do grego *dendros*, que significa árvore. A rede dendrítica, geometria da maior parte das bacias hidrográficas, é formada por segmentos, linhas simples que representam trechos de rios que se conectam nas confluências (também conhecidas como nós). Segmentos são os elementos básicos de representação de hidrografia; são lineares e sem ramificações (Figura 2a). Um fragmento pode ser qualquer parte de uma bacia (Figura 2b), isolada por barreiras antropogênicas, e pode ser formado de um ou mais segmentos; é o mesmo conceito de fragmento de hábitat terrestre. Cote *et al.* (2009) adotam, em sua proposta, uma análise baseada na extensão dos *fragmentos* de bacia hidrográfica (*section* no original, em inglês), que podem assumir a forma dendrítica, não necessariamente linear. Assim, se um fragmento de bacia se conecta a apenas um outro fragmento, ele é de extremidade: uma nascente ou o exutório da bacia (Figura 2b: 2); se ele se conecta a dois outros fragmentos e não possui ramificação, configura parte de um segmento; se está conectado a três ou mais fragmentos, ele contém mais de um segmento e é ramificado, o que não impede que contenha extremidades. Já um segmento está sempre conectado a pelo menos dois outros segmentos, pois as ramificações ou confluências são suas extremidades e os pontos compartilhados pelos segmentos são os nós. Assim, o segmento onde está o exutório ou aqueles de nascentes (segmentos de extremidade), estão conectados a dois segmentos, pois eles se estendem desde ponto extremo até a primeira ramificação ou confluência (Figura 2a: 2). Cada um dos segmentos seguintes se estende até a próxima ramificação ou extremidade. Então, os

segmentos de meio estão conectados a outros quatro ou mais segmentos (Figura 2a: 1).

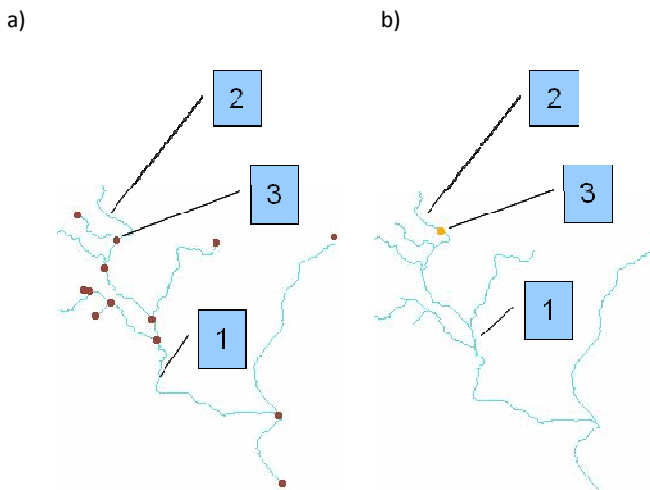


Figura 2. (a) Bacia hidrográfica dividida em segmentos: a1 é um segmento de meio e a2 é um segmento de extremidade; a3 é um nó ou confluência, que conecta três segmentos. (b) Bacia hidrográfica dividida (fragmentada) por uma barreira antropogênica; b1 é um fragmento composto por diversos segmentos; b2 é um fragmento composto de parte de um segmento; b3 é a barreira antropogênica.

Fagan (2002) argumenta que os impactos da fragmentação sobre hábitat dendrítico são mais profundos que aqueles sobre hábitat de forma linear, pois se a extensão do hábitat linear (um único segmento) e da rede dendrítica (diversos segmentos) for semelhante, enquanto uma barreira divide uma linha simples em dois fragmentos (mesmo tipo de hábitat), na rede dendrítica, cada ramificação (segmento) representa um hábitat diferente, e a fragmentação de um deles é mais severa, pois os segmentos são de menor tamanho.

1.2. Problemas

Entre os problemas identificados na época do estudo de Becker & Guadagnin (2001) figuram a quantificação dos efeitos cumulativos das barreiras sobre a conectividade da bacia, o estabelecimento de áreas prioritárias para conservação e a influência do número e da posição das barreiras na conservação da biodiversidade aquática em uma bacia. Para os três problemas, o índice de conectividade dendrítica (DCI), proposto por Cote *et al.* (2009), oferece alternativas de solução.

Becker & Guadagnin (2001) propuseram oito cenários alternativos de conservação. Todos os oito obedecem a critérios de conservação e apresentam uma variação pequena entre si, em relação à métrica de conectividade. Porém, como não havia medida disponível na época, a montagem dos cenários foi baseada em avaliações e considerações qualitativas. É interessante notar que nenhum dos cenários propostos recomenda a construção da barragem de Muçum (ANT-01), por parecer, *a priori*, localizada em uma posição crítica à conectividade da bacia.

Ainda não está disponível um método consolidado que mensure impactos cumulativos ou permita o planejamento de conservação por priorização de áreas críticas para conectividade. Métodos focados em conectividade que priorizem áreas para conservação de ecossistemas em rede de água doce são urgentemente necessários (Moilanen *et al.* 2008; Erös *et al.* 2011). As variáveis mais usadas até o presente são, por exemplo, a soma da extensão de rios inundados, o número de tributários isolados (Becker & Guadagnin 2001) e as distribuições de espécies em bacias (Moilanen *et al.* 2008, Kaehler 2011). A simulação de fragmentação de bacias hidrográficas pode colaborar nesse sentido.

Outra dificuldade é simular posições de barragens ao longo de uma rede dendrítica, pois uma barreira (representada por um ponto) pode assumir infinitas posições sobre um rio ou segmento (representado por uma linha). Frissell *et al.* (1986) *in* Townsend & Hildrew (1994), propuseram uma classificação hierárquica de habitat lótico, nas escalas de sistema de fluxos (bacia, 1000 m), sistema de segmentos (100 m), sistema de trechos (10 m), sistema corredeira/remanso (1 m) e sistema de micro-habitat (0,1 m). A dependência de escala é determinante ao tratar de análises de conectividade (Wiens 2002; Erös *et al.* 2011), de forma que torna-se necessário definir um nível conveniente (adequado aos objetivos do estudo) de escala para padronizar as simulações.

O DCI pode funcionar também como indicador de cenários favoráveis. Porém, há situações em que valores altos no critério de conectividade podem estar relacionados a situações de risco para conservação do habitat. Cote *et al.* (2009) mostram que a conectividade de habitat dendrítico é menos afetada por barramentos próximos a barreiras naturais, porém, o risco de anular um obstáculo natural da bacia é grande quando se posiciona barragens a jusante dele (Agostinho & Gomes 2001). As barreiras naturais têm um papel importante na conservação da diversidade da fauna. Quedas d'água ou corredeiras fortes, por exemplo, fragmentam o habitat lótico mantendo manchas isoladas acima e abaixo, o que permite diferenciação na composição das comunidades mantendo isolados competidores e predadores potenciais (Agostinho & Gomes 2001; Agostinho *et al.* 2008). Barreiras naturais podem ser anuladas em razão de alagamentos provocados por represas (Agostinho *et al.* 2008). Um caso clássico é o da barragem de Itaipu, que alagou as Sete Quedas do rio Paraná (Salto Guaíra), permitindo a mistura de faunas do médio Paraná e do alto Paraná (Agostinho *et al.* 1994). Um exemplo de efeito contrário é o Aproveitamento Hidrelétrico de Maringá, na bacia Taquari-Antas (RS), que funciona sem barragem, junto a uma queda d'água de aproximadamente 70 metros, com um tubo de cerca de 1 metro de diâmetro, com a tomada d'água antes da queda e a casa de máquinas depois (observação pessoal). O impacto em relação à

conectividade é de difícil percepção, pois parece não alterar a conectividade do segmento, diminuindo um pouco a vazão na queda em si. A transponibilidade da barreira natural era zero e acreditamos que manteve seu valor mesmo após o aproveitamento hidrelétrico, sem risco de eliminar o obstáculo natural. Outro exemplo é a barragem de Castro Alves, construída a montante do Cachoeirão do rio das Antas, barreira natural que fragmenta a bacia em dois habitats de composição de fauna sensivelmente diferentes (Agostinho *et al.* 2010).

Outra situação em que um alto valor de conectividade pode mascarar um efeito nocivo à conservação de peixes é a de barragens que alagam cabeceiras de bacias. Nas cabeceiras é onde se concentram os endemismos – espécies de distribuição geográfica de amplitude muito restrita – (Malabarba *et al.* 2009; Ferrer & Malabarba 2011). Algumas espécies existentes na bacia do Taquari-Antas (*Jenynsia eirmostigma*, *Astyanax brachypterygium*, *A. cremnobates*, *Cnesterodon brevirostratus*, entre outras) têm distribuição restrita às cabeceiras da bacia (ou incluindo no máximo as cabeceiras dos rios Pelotas), sendo consideradas de elevado endemismo (Malabarba *et al.* 2009; Becker *et al.* em preparação).

1.3. Objetivo Geral

O objetivo geral deste trabalho é avaliar *conectividade* como um indicador para mensuração de impactos cumulativos de fragmentação de bacias hidrográficas. Assim, desenvolvemos um processo de análise quantitativa dos impactos cumulativos de sucessivos barramentos em relação à conectividade dos habitats aquáticos em processos de migração e dispersão de peixes. Esse método deve ser genérico e replicável, em escala de bacia hidrográfica.

1.4. Objetivos Específicos

1.4.1. Sistematizar simulação de barramentos

Propor uma técnica para sistematizar simulação de barramentos em bacias hidrográficas de modo a facilitar a montagem de cenários de barramentos para avaliar seus efeitos sob critérios de conservação.

1.4.2. Hierarquizar áreas para conservação

Testar se o procedimento de mensuração de conectividade pode ser aplicado para hierarquização de áreas para conservação (Margules & Pressey 2000; Moilanen *et al.* 2008; Erös *et al.* 2011) na bacia. Assim, esse objetivo trata de determinar quais barragens (posição espacial) têm efeito mais profundo sobre a conectividade da bacia. Em outras

palavras: em que posições barreiras contribuem mais para a fragmentação da bacia? Ou ainda: como alterar a conectividade da bacia em função das posições geográficas das barreiras? Com isso, pretendemos introduzir e testar a *análise de hierarquia (posição ordinal) de segmentos*, que representam unidades de paisagem (de hábitat). Pretendemos fazer uma lista ordinal (hierarquia, *ranking*) de todos os segmentos da bacia em ordem de importância para a conectividade e, por conseguinte, para a conservação.

1.4.3. Aplicar as novas métricas a estudos anteriores

Avaliar quantitativamente os cenários propostos e avaliados qualitativamente em relação à conectividade por Becker & Guadagnin (2001), e determinar se os resultados obtidos pelo método aqui proposto produzem novas perspectivas, modificam ou equivalem aos obtidos pelos autores citados.

1.4.4. Demonstrar casos de implicações de alta conectividade na conservação

Demonstrar que existem situações em que alta conectividade representa ameaças à conservação da biodiversidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Utilizamos a sub-bacia Taquari-Antas (RS, Brasil) como modelo de rede de drenagem para todas as simulações. Um sistema de informações geográficas (SIG) foi usado para gerar uma malha hidrográfica sintética (linha simples) a partir do modelo numérico de terreno (MNT), pois a malha hidrográfica vetorial disponibilizada por Hasenack & Webber (2006) representa os rios grandes com linha dupla, o que dificulta o cálculo das distâncias e extensão dos fragmentos. Cada simulação é composta por cenários representando um arranjo espacial das barreiras (pontos) sobre as linhas da rede dendrítica (malha hidrográfica).

Neste trabalho não diferenciamos o porte e a potência dos aproveitamentos hidrelétricos porque nosso objetivo está relacionado às barreiras na paisagem e seu efeito sobre a conectividade. Assim, usamos o termo genérico AHE tratando da mesma forma aqueles já em operação e aqueles apenas inventariados, para representar as barreiras antropogênicas.

O SIG utilizado para a geração da rede de drenagem foi o ArcGIS (ESRI), com a ferramenta Arc Hydro Tools 9. Seguimos o protocolo do manual do ArcHydro²; utilizamos uma área acumulada de drenagem de 2.000 células, totalizando 5.941 quilômetros de extensão da malha hidrográfica. O MNT (DEM) adotado foi o SRTM, cujas células medem 90m de lado.

Entre as medidas de conectividade de hábitat, o DCI, proposto por Cote *et al.* (2009), foi a escolhida por ser a primeira específica para hábitat dendrítico. O índice quantifica a conectividade longitudinal de hábitat dendrítico – bacias de drenagem – para peixes, em dois casos: potádromo e diádromo. A bacia do Taquari-Antas é uma sub-bacia do sistema Jacuí-Patos, sem conexão direta com o oceano e sem espécies genuinamente diádromas. Porém, Alves & Fontoura (2009) identificaram quatro espécies do grupo dos grandes migradores para a sub-bacia: *Pimelodus pintado*, *Leporinus obtusidens*, *Prochilodus lineatus* e *Salminus brasiliensis*. A última provavelmente encontra-se em processo de extinção local (Luz-Agostinho *et al.* 2010). Adaptamos semanticamente o caso diádromo para espécies migradoras e o caso potádromo para espécies residentes (Tabela 1).

Tabela 1. Adaptação dos casos de história de vida de Cote *et al.* (2009) para a Sub-bacia Taquari-Antas.

História de Vida	Símbolo	Adaptação	Símbolo	Distâncias de migração	Sair e Entrar na Sub-bacia
Diádroma	DCI_d	Migradores	DCI_m	grandes	Necessita
Potádroma	DCI_p	Residentes	DCI_r	pequenas	Não necessita

² http://galileu.iph.ufrgs.br/collischonn/MGB-IPH/MGB_minibacia_arquivos/Manual_ArcHydro_1.2.pdf

O cálculo do DCI (Cote *et al.* 2009) pressupõe uma bacia hidrográfica fragmentada por barreiras naturais e artificiais. Utiliza os seguintes dados como entrada: (a) extensão de cada fragmento; (b) as conexões de cada fragmento com outros fragmentos; e (c) as barreiras artificiais e naturais e seu valor de transponibilidade em relação ao fragmento a montante e ao fragmento a jusante. Para peixes residentes, o cálculo envolve todos os possíveis pares de fragmentos e o valor do DCI é dado por:

$$DCI_r = \sum_{i=1}^n \sum_{j=1}^n \left(\prod_{m=1}^M p_m^u p_m^d \right) \frac{l_i l_j}{L L} \times 100, \quad (1)$$

onde i e j são um par qualquer de fragmentos de uma bacia com n fragmentos, m é a m -ésima barreira de um total de M , p é a transponibilidade: p^u para montante e p^d para jusante, l_i e l_j são as extensões do i -ésimo e j -ésimo fragmentos, respectivamente e L é a extensão total da drenagem (soma de todos os fragmentos). Para peixes migradores, o valor do DCI é calculado em função do caminho de cada fragmento até o exutório da bacia:

$$DCI_m = \sum_{i=1}^n \frac{l_i}{L} \left(\prod_{m=1}^M p_m^u p_m^d \right) \times 100. \quad (2)$$

A transponibilidade (p , *passability*, no original; Cote *et al.* 2009) é um valor numérico real entre zero e um, estimado considerando que zero representa uma barreira intransponível – nenhum peixe passa em nenhuma hipótese – e 1 é uma barreira que não oferece nenhuma resistência à passagem de peixes, é como se ela não existisse, valor usado, por exemplo, por Cote *et al.*, para bueiros no sentido jusante. Usamos duas casas decimais. Discute-se a necessidade de que o método seja testado de forma diferente conforme os organismos em foco (p.ex., peixes migratórios, peixes não-migratórios e de distribuição restrita), pois o grau de transponibilidade das barreiras (barragens) depende do organismo e não é uma variável com valores definidos. Adotamos valores padronizados porque a transponibilidade não é o principal objeto deste estudo (0,5 para barreiras artificiais em ambos sentidos e zero para barreiras naturais em ambos sentidos), reduzindo as fontes de variação e permitindo concentrar o foco em posição geográfica e número de barreiras. Supomos barragens artificiais com mecanismos de transposição de peixes (MTP).

O DCI mede a conectividade natural (relativa a uma rede hidrográfica com obstáculos naturais, como cascatas) e total (rede hidrográfica com obstáculos naturais e antrópicos, i.e. com barragens), permitindo a comparação do grau de contribuição das barreiras naturais para a

formação do índice de conectividade total da bacia.

$$C_N = \frac{DCI_n}{DCI} , \quad (3)$$

onde C_N é a contribuição do DCI natural (DCI_n) da bacia para a formação do índice de conectividade total da bacia (DCI), calculado em função de todas as barreiras naturais e antropogênicas. Quanto maior a contribuição do DCI natural, menor é o impacto das barreiras artificiais, portanto, melhor é o cenário para a conservação da conectividade natural. O índice varia entre zero e 100, sendo zero o valor para uma bacia cujas manchas de hábitat estão totalmente desconectadas e 100 para uma bacia sem nenhum obstáculo (natural ou artificial).

O SIG (ESRI ArcView 3.2) foi utilizado para calcular a extensão dos fragmentos e produzir as tabelas necessárias à computação do DCI. Estes dados foram processados com o pacote estatístico R (R Development Core Team 2007), com códigos cedidos por D. Cote *et al.* (comunicação pessoal). Usamos o protocolo descrito no Apêndice 1 para produzir as tabelas de dados, conforme manuais cedidos junto aos códigos e nossas experiências em laboratório. O código retorna os valores de DCI total da bacia para o caso diádromo e potádromo (correspondem a migradores e residentes no presente estudo, respectivamente), bem como os valores de DCI natural para os dois casos e a contribuição do DCI natural para a formação do DCI total. Oferece ainda um módulo de restauração teórica, que determina todas as combinações possíveis de um determinado número de barreiras artificiais (subconjunto do total de barreiras, número de barreiras a eliminar), calculando o DCI da bacia a cada combinação. Restringindo o subconjunto a apenas uma barreira, o sistema produz valores de DCI da bacia para o caso de eliminação de cada barreira, isto é, mede o nível de contribuição de cada barreira para a perda de conectividade da bacia (Cote *et al.* 2009).

2.1. Aplicação do DCI (abordagem por fragmentos) a estudos anteriores

Cote *et al.* (2009) usam fragmentos (*sections*, no original, que representam partes de uma bacia isoladas por barreiras) como unidade básica de hábitat. Simulamos os oito cenários propostos por Becker & Guadagnin (2001) e aplicamos o DCI para detectar diferenças numéricas entre os cenários identificando aquele(s) de mais alta conectividade e observar se barragens com maior influência sobre a conectividade da bacia coincidem com aquelas não recomendadas no estudo de 2001. O inventário da época propõe um total de 56 barragens, das quais 30 foram questionadas pelos autores. Os cenários representam situações de licenciamento de 45 a 50 barragens, ou seja, os autores não recomendaram o licenciamento de 6 a 11 barragens nos diferentes cenários, conforme descrito no Apêndice 2.

Aplicamos então o módulo de restauração teórica do código do DCI, eliminando barreiras uma a uma para hierarquizar as barragens por perda de conectividade na bacia em cada cenário. Usamos as posições geográficas das barragens (cedidas por F.G. Becker, comunicação pessoal) e duas barreiras naturais hipotéticas na bacia, por tratar-se de simulação e não termos, na época, dados disponíveis sobre posição de outras barreiras naturais (nem mesmo o estudo original de 2001 considerava barreiras naturais para efeitos de conectividade). Por último, comparamos as posições ordinais das barragens nas hierarquias dos cenários. Denominamos essa série de simulação *Fragmentos* (sF). Na intenção de observar o comportamento do DCI, criamos o cenário 09, caracterizado pela calha principal (Rio Taquari-Antas) livre e os principais tributários barrados.

2.2. Sistematização da simulação de bacias com múltiplas barragens

A seguir, assumimos segmentos de rio como a unidade básica de hábitat da paisagem (rede hidrográfica), por ser conveniente para o trabalho em escala de bacia hidrográfica, ainda que seja uma classificação grosseira (Wiens 2001; Townsend & Hildrew 1994; Erös *et al.* 2011). Embora a existência de mais de uma barreira por segmento seja possível em situações reais, em testes preliminares observamos que diferentes posições de um mesmo número de barreiras no interior de um segmento têm uma influência desprezível no índice de conectividade total da bacia. Posicionamos sistematicamente uma única barreira por segmento, em seu centróide (por padronização), o que significa que o número máximo de barreiras é igual ao total de segmentos da bacia. Esse método facilita e sistematiza a simulação do posicionamento das barreiras e permite manipular todas as posições teóricas possíveis na bacia hidrográfica, com um número viável para a computação dos índices, dependendo da densidade de drenagem utilizada. Assim, numeramos cada um dos segmentos da bacia, identificando de maneira única cada posição possível e significativa de uma barreira.

As simulações por fragmentos usaram barreiras naturais hipotéticas e as simulações por segmentos foram baseadas em posições de algumas barreiras naturais reais (incluindo dados cedidos por E. H. Leite, FEPAM), porque o enfoque do trabalho é o teste do método e também porque obtivemos os dados sobre as barreiras naturais em um momento posterior, em que já havíamos realizado as simulações por fragmentos e estávamos desenvolvendo a técnica de simulação de posicionamento por segmentos.

2.3. Hierarquização de Segmentos - Análise de posição ordinal de segmentos

Cote *et al.* (2009) produziram uma rotina para restauração teórica de barreiras, a qual

calcula o DCI da bacia em caso de ausência (restauração) de todas as combinações possíveis de barreiras, tomadas de uma até o número total de barreiras. Tomando uma a uma, a cada barreira corresponde um valor de conectividade da bacia (em caso de eliminação teórica). Isso permitiu selecionar as barreiras que, se desativadas, restaurariam melhor a conectividade dendrítica da bacia. Nosso enfoque não é restauração (eliminação) de barreiras, mas mensuração de impactos cumulativos para licenciamento de barragens e planejamento de conservação da biodiversidade em bacias hidrográficas. Associando a técnica de restauração teórica de barreiras de Cote *et al.* (2009) com o posicionamento de barragens por segmentos, ordenamos todos os segmentos da bacia por importância para a conectividade através de simulações. Isso foi feito colocando-se uma barreira em cada um dos segmentos e simulando a conectividade dendrítica na ausência de cada uma delas. Assim, cada segmento recebe um valor que significa o quanto a conectividade dendrítica total da bacia varia se o segmento estiver livre enquanto todos os outros tiverem barreiras.

O método consiste em dividir a rede hidrográfica em segmentos, posicionar sistematicamente uma barreira por segmento, com transponibilidade padronizada, calcular as extensões dos fragmentos resultantes e computar a conectividade pelo módulo de restauração teórica de barreiras, tomadas uma-a-uma. Assim, é possível avaliar a sensibilidade do posicionamento de cada barreira sobre cada segmento da bacia. Para testar este método, elaboramos a simulação denominada *Segmentos (sS)*, que permitiu produzir uma lista de todos os segmentos ordenados por contribuição para a conectividade da bacia, para cada um dos casos: espécies migradoras e espécies residentes. Consideramos a variação *delta* de DCI (dDCI) relativa ao total da bacia através da equação

$$dDCI = 100 \times \frac{(DCI - DCI_t)}{DCI}, \quad (4)$$

onde DCI_t é o valor do índice para a bacia no cenário com todos os segmentos barrados e DCI corresponde ao valor do índice da bacia com a restauração teórica (eliminação) da barreira correspondente a cada segmento. Os valores de dDCI (para espécies migradoras e residentes) foram usados para ordenar a lista de segmentos como uma hierarquia de posições (lista ordinal).

A bacia do Taquari-Antas, com a densidade de drenagem considerada para a obtenção da malha sintética a partir do MNT, apresentou 3.749 segmentos em seis ordens de Strahler. Simplificamos a bacia Taquari-Antas para quatro ordens de Strahler, eliminando segmentos de ordem 1 e 2, resultando assim em 161 segmentos, pois um número maior de barreiras (uma por

segmento) torna a computação lenta a ponto de inviabilizar a análise (todas as combinações possíveis de barreiras; Figura 3). A nova drenagem totalizou cerca de 3.025 quilômetros.

Para confirmar a confiabilidade da hierarquia produzida pela simulação *Segmentos*, simulamos 21 cenários com apenas uma barragem para cada um dos 21 segmentos mais a jusante da calha principal do rio Taquari-Antas e denominamos a série como simulação *Barramento Único* (sBU; Figura 4). Organizamos os valores de dDCI (DCI do cenário com cada barragem em relação ao DCI_n do cenário sem barragens, a conectividade natural) obtidos para cada cenário (cada segmento) em uma lista. A sBU corresponde à imagem negativa da sS: para cada segmento livre na sS, todos os outros têm barreiras; para cada segmento com barragem na sBU, todos os outros estão livres. Comparamos a posição ordinal (hierarquia) dos segmentos da sS com a posição ordinal dos segmentos da sBU por regressão linear e correlação de Spearman, para espécies residentes e migradoras.

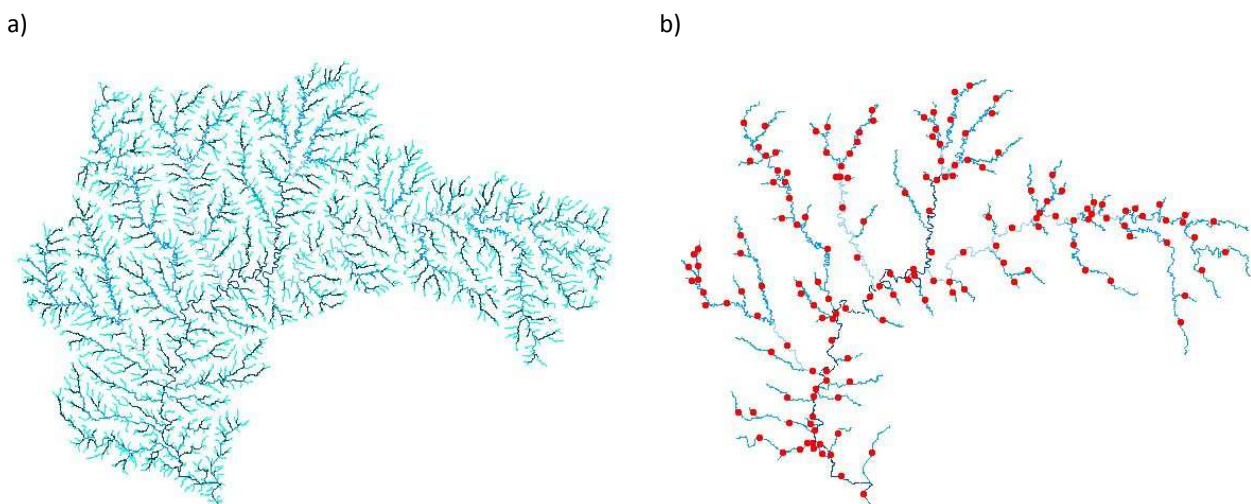


Figura 3. (a) Rede hidrográfica da bacia Taquari-Antas com seis ordens de Strahler e 3749 segmentos. (b) Rede hidrográfica simplificada para quatro ordens de Strahler, com 161 segmentos e 161 barreiras (pontos em vermelho).

2.4. Aplicação da abordagem por segmentos a estudos anteriores

Com o objetivo de comparar as conclusões de Becker & Guadagnin (2001) sob a perspectiva das métricas de conectividade usadas nesse trabalho, preparamos uma simulação denominada *B&G2001*. As barreiras naturais foram adicionadas ao inventário de 56 barragens analisado por Becker & Guadagnin (2001). Os autores propuseram oito cenários alternativos para minimizar os impactos de fragmentação e maximizar outros critérios de conservação na bacia. Identificamos, usando o SIG, aqueles segmentos que receberiam barragens, dentre os 161 segmentos da bacia, sobre o inventário de barragens usado naquele trabalho. Sobre o resultado, fizemos uma hierarquização de segmentos. Dessa forma foi possível verificar se as barragens não

recomendadas estariam correlacionadas com as primeiras posições na hierarquia de segmentos por conectividade (sS).

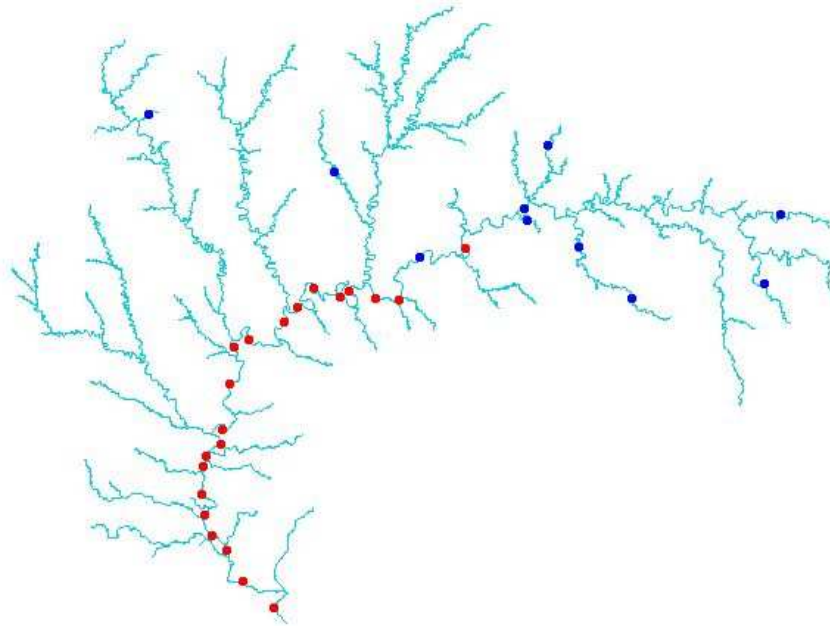


Figura 4. Posições das barragens (em vermelho) em cada um dos primeiros 21 segmentos do rio Taquari-Antas, na simulação *Barramento Único*. Barreiras naturais em azul.

Nos casos em que mais de uma barragem hidrelétrica potencial havia sido proposta para um dado segmento, a barragem mais próxima do centro do segmento foi considerada como barreira única e usada para efeitos de comparação entre os estudos. Por exemplo, a Figura 5 mostra que o segmento 13 potencialmente poderia receber três barragens (GUA01, GUA02 e GUA03; nomenclatura usada em Becker & Guadagnin 2001), sendo que GUA02 é a mais próxima do centróide e, portanto, foi aqui utilizada para determinar a posição da barreira hipotética do segmento 13 no rio Guaporé. Nele, estariam localizadas as barragens de GUA01, GUA02 e GUA03 (baixo rio Guaporé).

Visando verificar quais cenários, entre os oito propostos por Becker & Guadagnin (2001), são significativos em relação à medida de conectividade na abordagem por segmentos, usamos um teste U de Mann-Whitney (que compara variáveis ordinais com categóricas) sobre a lista ordenada de segmentos produzida pela análise de hierarquia de segmentos, classificando-os em: barrado e livre (que variaram em cada cenário). A expectativa é que segmentos classificados nas primeiras posições na hierarquia devem coincidir com segmentos livres e aqueles classificados nas últimas posições devem coincidir com os segmentos barrados de cada cenário.



Figura 5. Detalhe do segmento 13 apresentando três barragens, GUA01, GUA02 e GUA03 (em vermelho).

2.5. Altos valores em Conectividade: avaliação de cenários sob outros critérios

Montamos as simulações denominadas *Cabeceiras* e *Afogamento* para demonstrar duas situações em que altos valores em conectividade podem mascarar riscos graves à conservação. A simulação *Cabeceiras* demonstra o efeito de barreiras posicionadas nas cabeceiras da bacia hidrográfica. Posicionamos uma barreira em cada um dos 81 segmentos da ordem 1 de Strahler, sendo que sete deles já possuíam barreiras naturais. Os segmentos de primeira ordem são singulares, pois contém as nascentes da bacia, sempre com uma extremidade seca. Com isto, demonstramos que o DCI pode obter valores altos em um arranjo espacial que pode prejudicar fortemente outros critérios de conservação: nesse caso, a preservação de cabeceiras (PC) seria fortemente afetada pelo cenário proposto nesta simulação, pois a conectividade dos trechos médio e baixo da bacia seria valorizada à custa da maior fragmentação na região de cabeceiras.

Barreiras naturais isolam comunidades de composição distinta, revelando grande importância para a conservação da biodiversidade. Barragens posicionadas próximas a barreiras naturais têm um impacto pequeno no DCI total da bacia em relação ao DCI natural. A simulação *Afogamento* teve por objetivo mostrar que um cenário com alta contribuição das barreiras naturais para o DCI (DCI próximo ao DCI natural) pode provocar alto risco para a conservação, dependendo da posição das barragens. As barreiras artificiais foram posicionadas em segmentos adjacentes àqueles com barreiras naturais, no primeiro segmento a jusante, sempre que possível. Foram colocadas 10 barragens nos segmentos adjacentes aos segmentos que contém as 10 barreiras naturais da bacia.

Estabelecemos quatro critérios para essas comparações. O Critério Conectividade Dendrítica de Hábitat (CCDH), o Critério Preservação de Cabeceiras (CPC), o Critério Preservação de Rios Livres (CPRL) e o Critério Preservação de Barreiras Naturais (CPBN).

O Critério Conectividade Dendrítica de Hábitat (CCDH) será a contribuição das barreiras naturais para a conectividade total da bacia (C_n), em cada história de vida (migrador ou residente), medida em porcentual. O programa para a computação do DCI (Cote *et al.* 2009) fornece essa informação de forma automática. Utilizamos o CCDH para espécies migradoras e para espécies residentes (CCDHm e CCDHr).

O CPC mede o número de cabeceiras (consideramos aqui segmentos de primeira ordem de Strahler) livres de barramento artificial. É calculado como:

$$CPC = \frac{SPo_l}{SPo - SPo_{bn}}, \quad (5)$$

onde SPo_l é o número de segmentos de primeira ordem livres, SPo é o número total de segmentos de primeira ordem e SPo_{bn} é o número de segmentos de primeira ordem que contêm barreira natural. Será expresso em porcentual. O valor de 100% indica que só há fragmentação natural nas cabeceiras e é o ideal.

O Critério Preservação de Rios Livres (CPRL) é o número de nascentes conectadas sem barreiras ao exutório em relação ao número total de nascentes e é dado por:

$$CPRL = \frac{NE}{N}, \quad (6)$$

onde NE é o número de nascentes conectadas sem barreiras ao exutório e N é o número total de nascentes da bacia.

O Critério Preservação de Barreiras Naturais (CPBN) é a relação entre o número de barreiras naturais e o número de segmentos livres (ou com barreira natural) adjacentes a elas a jusante. É uma estimativa grosseira do grau de preservação da bacia, é dependente de escala e do tamanho do reservatório. Além disso, pressupõe o conhecimento prévio do número de barreiras naturais (idem para o cálculo do DCI) e é computado por:

$$CPBN = \frac{BN}{S_{laj}}, \quad (7)$$

onde BN é o número de barreiras naturais da bacia e S_{laj} é o número de segmentos livres ou com

barreira natural a jusante de barreiras naturais. É possível que barragens no segmento adjacente a jusante de um segmento com barreira natural não a prejudique, porém, o CPBN representa a maior probabilidade e o maior risco de anular barreiras naturais. Assim, esse critério mede probabilidade de risco. Há casos em que dois segmentos com barreira natural confluem e há apenas um segmento adjacente a jusante com barragem. Nesse caso, conta-se dois, porque há probabilidade de anulação das duas barreiras naturais.

Dentro da proposta de um método para avaliação de impactos cumulativos de fragmentação ou de planejamento de conservação de bacias hidrográficas, cabe definir metas de conservação (Margules & Pressey 2000) que permitam eliminar cenários que não as atingem. No caso estudado por Becker & Guadagnin (2001), os cenários foram montados, avaliados e comparados com base em metas de conservação. As metas quantitativas são baseadas nos critérios de conservação. A preservação de pelo menos um rio em uma bacia, proposta pela *World Commission on Dams* (WCD 2000) é uma meta bastante conhecida (Becker & Guadagnin 2001). Os peixes migradores, cuja história de vida começa com o nascimento em porções mais a montante dos rios (aqui assumidas como “cabeceiras”, para fins de teste do método), deslocamento para alimentação e crescimento na parte baixa dos grandes rios (ou no mar, se a espécie for diádroma) e posterior migração retornando às cabeceiras para reprodução, são os principais alvos de conservação através desta meta. O DCI tem um componente específico para essa classe, o DCId, que mede a conectividade da bacia com o mar, ou em nosso caso, com a bacia de maior ordem à qual a sub-bacia Taquari-Antas pertence (rio Jacuí). Adotamos aqui uma meta relativa ao CPRL: conservar pelo menos um rio totalmente livre na bacia (>0%). O CCDH é usado para escolher o melhor cenário, é um critério de classificação ou de desempate. Portanto, não definimos nenhuma meta nesse critério: basta escolher o cenário com o valor mais elevado. Quanto ao critério de preservação das cabeceiras, CPC, a meta é evitar, tanto quanto possível, comprometer cabeceiras (ideal=100%); pode ser um critério eliminatório, se a meta é não destruir ou comprometer nenhuma das cabeceiras, dependendo de estudos qualitativos posteriores. Da mesma forma o CPBN: a meta é 100%, configurando também um critério eliminatório.

3. RESULTADOS

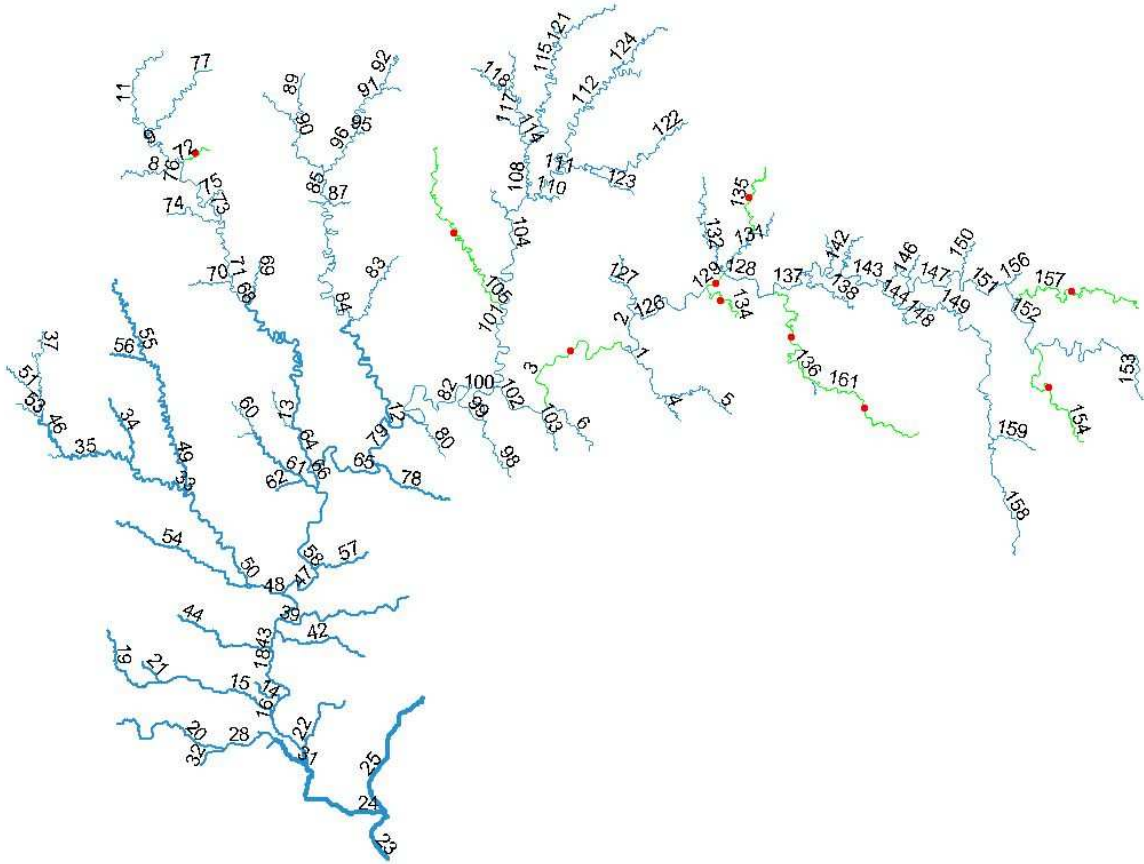
3.1. Sistematização da simulação de posicionamento de barragens por segmentos

O procedimento proposto facilitou muito o trabalho de alternar o número e a posição teórica de barreiras relativa à bacia hidrográfica (Figura 6 e Tabela 4), comparando com a alternativa de utilizar posições absolutas (coordenadas geográficas) de barreiras sobre a rede dendrítica (simulação *Fragmentos* - sF). O uso de posições absolutas exige trabalho e tempo para ajustar a posição da barreira para que coincida com a linha, já que a rede de drenagem foi gerada de forma sintética. Utilizando a abordagem por fragmentos, o nome ou identificador da barreira não define sua posição na bacia; o posicionamento da barreira não é preciso, as coordenadas geográficas exigem conhecimento prévio e demandam trabalho de geoprocessamento oneroso em cenários com um número elevado de barreiras. Dessa forma, a abordagem por segmentos facilita a identificação da posição geográfica das barreiras relativa à rede dendrítica.

3.2. Análise de Hierarquia (Posição Ordinal) de segmentos em relação à conectividade

A simulação *Segmentos* permitiu classificar os segmentos da bacia em termos de magnitude de contribuição para conectividade e, portanto, em ordem de prioridade para conservação em relação à conectividade total (figuras 7a e 7b). A Figura 7a apresenta os resultados de conectividade para peixes migradores. Observa-se que as posições mais críticas, na sub-bacia do Taquari-Antas, são as mais próximas ao exutório (ou confluência com a bacia na qual está ela contida - Sistema Jacuí-Patos; Figura 6a), resultado esperado porque as rotas (caminhos) mais frequentes para peixes migratórios são aquelas entre qualquer ponto da bacia e o exutório (entrada/saída). Os demais segmentos apresentaram-se com valores muito homogêneos (Figura 7a). Para espécies residentes (simulação *Segmentos*; figuras 6b e 7b), os segmentos mais críticos são mais centrais em relação à sub-bacia estudada, resultado também esperado, pois as confluências são imprescindíveis para o trânsito de peixes entre os ramos da bacia. Observa-se também uma tendência a aumentar a importância dos segmentos à medida que se afastam dos segmentos naturalmente fragmentados (com barreiras naturais) e das extremidades da rede hidrográfica (nascentes e exutório).

(a)



(b)

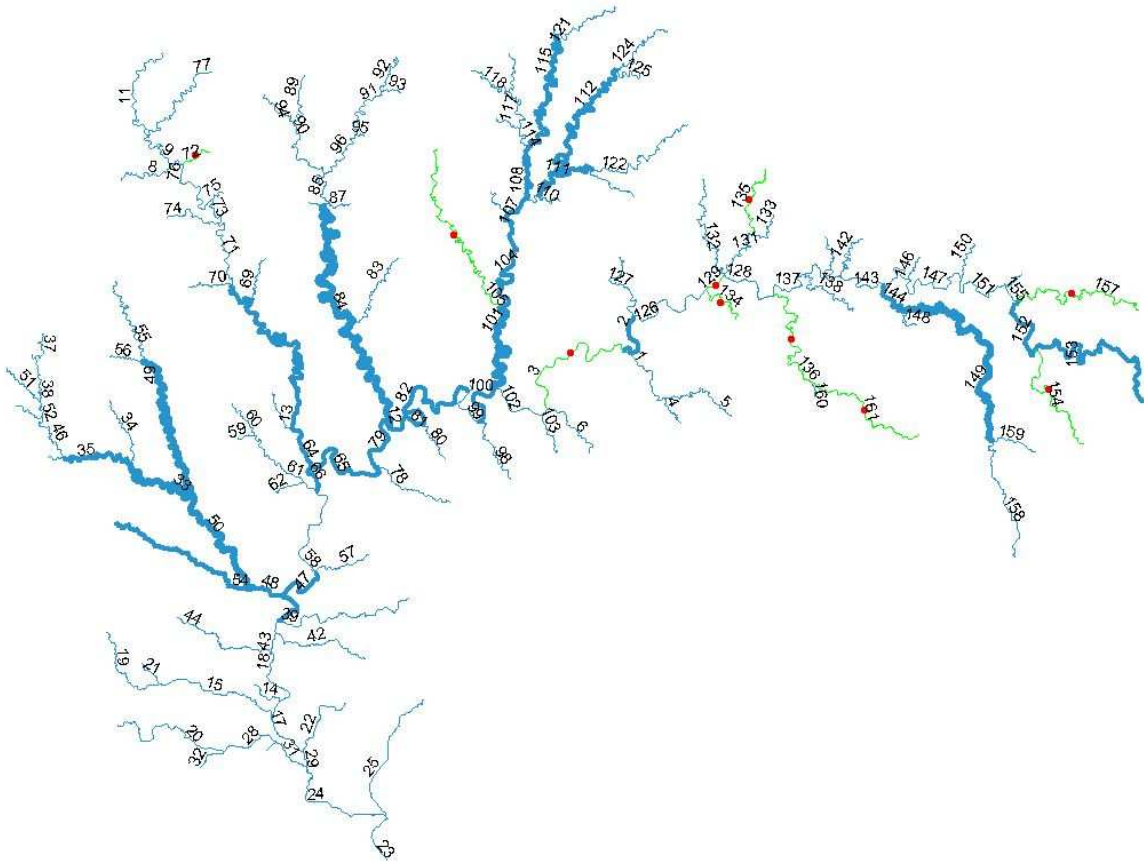
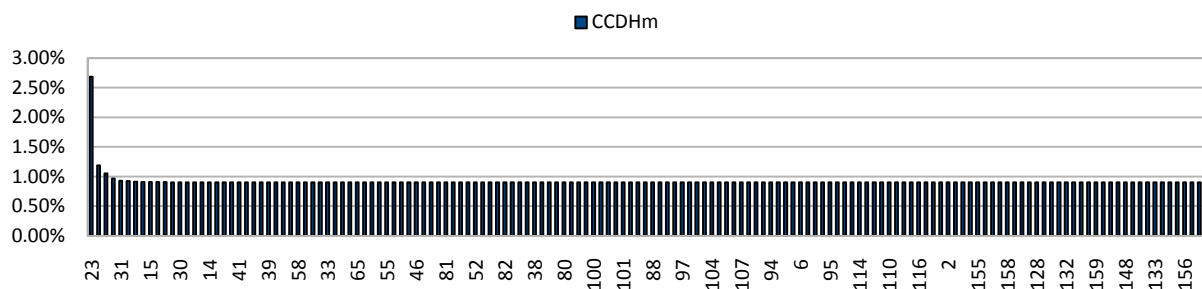


Figura 6. Simulação *Segmentos*: representados na hierarquia para conectividade da bacia, para espécies: a) migradoras (os segmentos menos espessos apresentam $dDCIm=0$); b) residentes; segmentos em verde são aqueles que contém barreiras naturais (pontos em vermelho); segmentos mais espessos indicam maior importância para a conectividade, portanto, posições mais relevantes para conservação na bacia; segmentos livres aparecem em preto.

A homogeneidade relativa do valor do CCDHm (figura 7a) chamou atenção na análise de hierarquia de segmentos (simulação *Segmentos*): se apenas o segmento 23 fosse preservado livre (exutório da bacia), o valor do CCDHm da bacia seria elevado em três vezes. Cinco outros segmentos elevariam o valor para 1,9%, no máximo, e todos os demais manteriam o CCDHm da bacia em 0,9% (Figura 7a). Para a maior parte dos segmentos, a diferença aparece somente a partir da oitava casa decimal. Isso significa que esses segmentos não diferem em importância para conectividade em relação a peixes migratórios.

A simulação *Barramento Único* (análise individual de segmentos para conectividade total da bacia), na hierarquia de segmentos da bacia para peixes migradores, revelou uma ordem rigorosamente igual àquela produzida pela análise de restauração teórica (posição ordinal de segmentos) da simulação *Segmentos*, mas a diferença entre os segmentos foi amplificada. Em outras palavras, a regressão linear entre a hierarquia de segmentos obtida pela simulação *Segmentos* e a hierarquia obtida pela simulação *Barramento Único* foi perfeita ($R^2=1$) e adicionalmente foi possível discriminar melhor aqueles segmentos que são mais importantes para a conectividade.

(a)



(b)

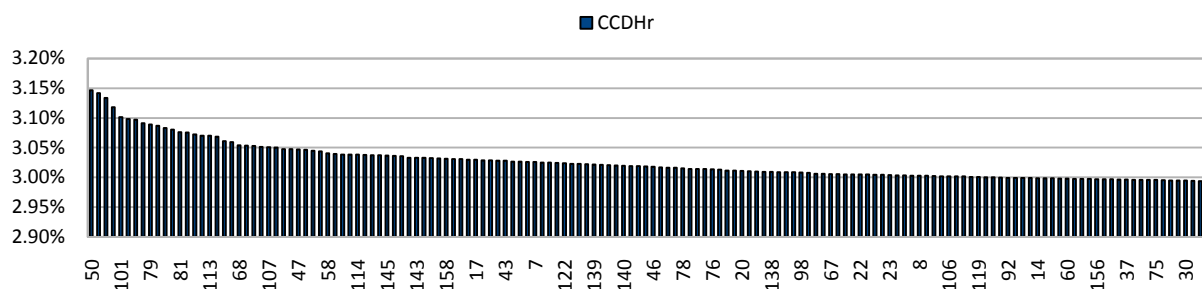


Figura 7. Análise de Hierarquia (posição ordinal) de segmentos - simulação *Segmentos*; (a) CCDHm - espécies migradoras; (b) CCDHr - espécies residentes.

Considerando a variação do DCI (dDCI) com apenas duas casas decimais, a correlação ordinal de Spearman entre os valores produzidos pela simulação *Segmentos* e pela simulação

Barramento Único revelou-se forte, com $r_s=0,87$ ($n=21$; $p<0,05$), pois as 13 últimas observações compartilharam a nona e última posição. Considerando oito casas decimais, apenas as três últimas não apresentaram diferença e a correlação de Spearman ficou em $r_s=0,9987$ ($n=21$; $p<0,05$).

Para as espécies residentes (Figura 7b), a variação foi muito pequena entre o valor mínimo e o máximo de dDCI (0,26 a 3,02%; Figura 7b). Apesar disso, a distribuição foi gradual e não houve empate no *ranking* (compartilhamento de posições) com 21 ordinais distintos. Na análise individual de segmentos (simulação *Barramento Único*), a variação foi ampliada (entre 0,17 e 34,5) e a ordem apresentou algumas inversões, mas a regressão linear das duas listas ordinais resultou significativa ($p<0,002$), apesar de apresentar uma correlação fraca ($R^2=0,42$). A correlação de Spearman foi moderada: $r_s=0,65$ ($n=21$; $p<0,05$).

Para comparar a hierarquia de segmentos da simulação *Cabeceiras* com a da simulação *Segmentos* (todos os segmentos da bacia), foi necessário selecionar aqueles segmentos da sS correspondentes aos da sC. Para espécies migradoras, a correlação ordinal de Spearman mostrou-se fraca, mas significativa ($n=74$, $r_s=0,42$, $p<0,05$), o que significa que há uma correspondência pequena, mas não por acaso. Para espécies residentes, a correlação ordinal de Spearman foi ainda mais fraca e também significativa ($n=74$, $r_s=0,35$, $p<0,05$). Comparando a hierarquia dos segmentos da sS correspondentes aos da simulação *Afogamento*, não houve significância para espécies migradoras, $r_s=0,5$ ($n=10$, $p>0,05$), nem para espécies residentes, $r_s=0,05$ ($n=10$, $p>0,05$).

3.3. Aplicação das métricas de conectividade sobre trabalhos anteriores

A aplicação do DCI (Cote *et al.* 2009; simulação *Fragmentos*) sobre os oito cenários propostos por Becker & Guadagnin (2001) revelou diferenças pouco perceptíveis entre eles (Figura 8a). Esse resultado era esperado, já que os oito cenários foram construídos como alternativos, observando metas de conservação. Algumas diferenças sutis apareceram nos dois cenários com menor número de barreiras, resultado óbvio de melhor conectividade (Figura 8a). O cenário 09, proposto neste trabalho, revelou com maior clareza que um cenário que aproxima as barragens das barreiras naturais melhora a conectividade total da bacia, pois o cenário se parece mais ao cenário natural de conectividade. A contribuição das barreiras naturais (C_N) foi maior que 75% para espécies migradoras e de quase 50% para as residentes (Figura 8b) no cenário 09. Observou-se também que o DCI para espécies residentes foi maior do que para espécies migradoras, ao contrário dos oito outros cenários e à semelhança do cenário natural (Nat), sem barragens (Figura 8a).

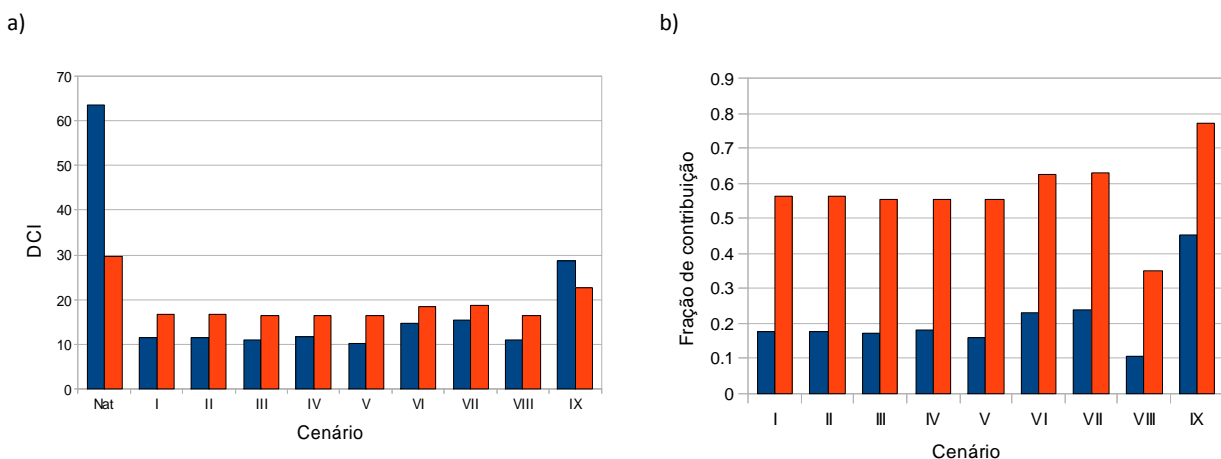


Figura 8. Simulação *Fragmentos*; espécies migradoras em vermelho e residentes em azul: a) comparação dos valores de DCI entre os cenários; b) contribuição das barreiras naturais para o DCI total da bacia.

Na restauração teórica de barreiras tomadas uma-a-uma (hierarquia de barreiras por contribuição para perda de conectividade; Tabela 2) todos os cenários indicam a Eclusa de Bom Retiro (ECBR) como a de maior significância. ANT02 (14 de Julho) aparece nos oito cenários em segundo lugar, tanto para espécies residentes quanto migradoras. A Eclusa não aparece no estudo de Becker & Guadagnin (2001), pois não é um aproveitamento hidrelétrico (objeto daquele estudo) e já está implantada há muito tempo. Porém, é importante para a quantificação da conectividade total da bacia com a maior verossimilhança possível, por isso a incluímos no presente trabalho. ANT03 (Montes Claros) está na terceira posição em quatro cenários para espécies residentes (Tabela 2) e em sete cenários para espécies migradoras (Tabela 3).

A análise de hierarquia (posição ordinal) de segmentos por CDH para o cenário do inventário completo estudado por Becker & Guadagnin (2001), com as barreiras naturais (Figura 9), colocou os 30 segmentos barrados em ordem de importância para conectividade para peixes migratórios e peixes residentes. A Tabela 4 mostra que, exceto a Eclusa de Bom Retiro (ECBR, segmento 18), os pontos ANT01 (segmento 65, Muçum) e GUA02 (segmento 13) ocuparam as primeiras posições, identificando a importância de conservação daqueles segmentos.

Espera-se que não haja coincidência na hierarquia entre os segmentos de maior dDCI para espécies migradoras e residentes, pois para os migradores, aqueles mais próximos ao exutório são mais importantes e para os residentes, são aqueles mais centrais à bacia. Nesta simulação, as 8 primeiras posições nas duas listas (espécies migradoras e residentes) foram ocupadas pelos mesmos segmentos (Tabela 4 e Figura 9). Selecionando apenas os segmentos desta simulação na lista ordinal produzida com todos os segmentos (simulação *Segmentos*), observa-se que, para peixes residentes, as duas listas apresentam uma correlação de Spearman fraca, mas significativa ($n=30$; $r_s=0,53$; $p<0,05$). A correlação ordinal se revelou mais forte e também significativa para peixes migradores ($n=30$; $r_s=0,80$; $p<0,05$). A sS , para migradores, inverteu apenas a quinta e a sétima posições em relação aos oito primeiros colocados e apresentou valor zero de CDH para todos os demais. A simulação *B&G-2001* (sBG), para migradores, obteve valor zero (o barramento do segmento não apresentou variação na conectividade total da bacia) nas 11 últimas posições, não sendo possível classificar aqueles segmentos.

O teste de Mann-Whitney, aplicado para comparar a variável hierarquia (posição ordinal) dos segmentos com a variável classe de segmento (livre ou com barreira) em cada um dos oito cenários propostos (para peixes residentes, Figura 10 e para peixes migradores, Figura 11), revelou significância ($p<0,05$) para residentes, nos cenários 7 (rio Guaporé e parte do rio da Prata livres) e 8 (rio Carreiro e parte do rio da Prata livres). Para migradores, somente o cenário 5 (rio Guaporé livre) foi significativo. Isso significa que Becker & Guadagnin (2001) inferiram pelo menos um cenário favorável para cada história de vida, lembrando que, apesar de que todos os cenários cumprem metas de conservação, a conectividade não foi o único critério observado por aqueles autores.

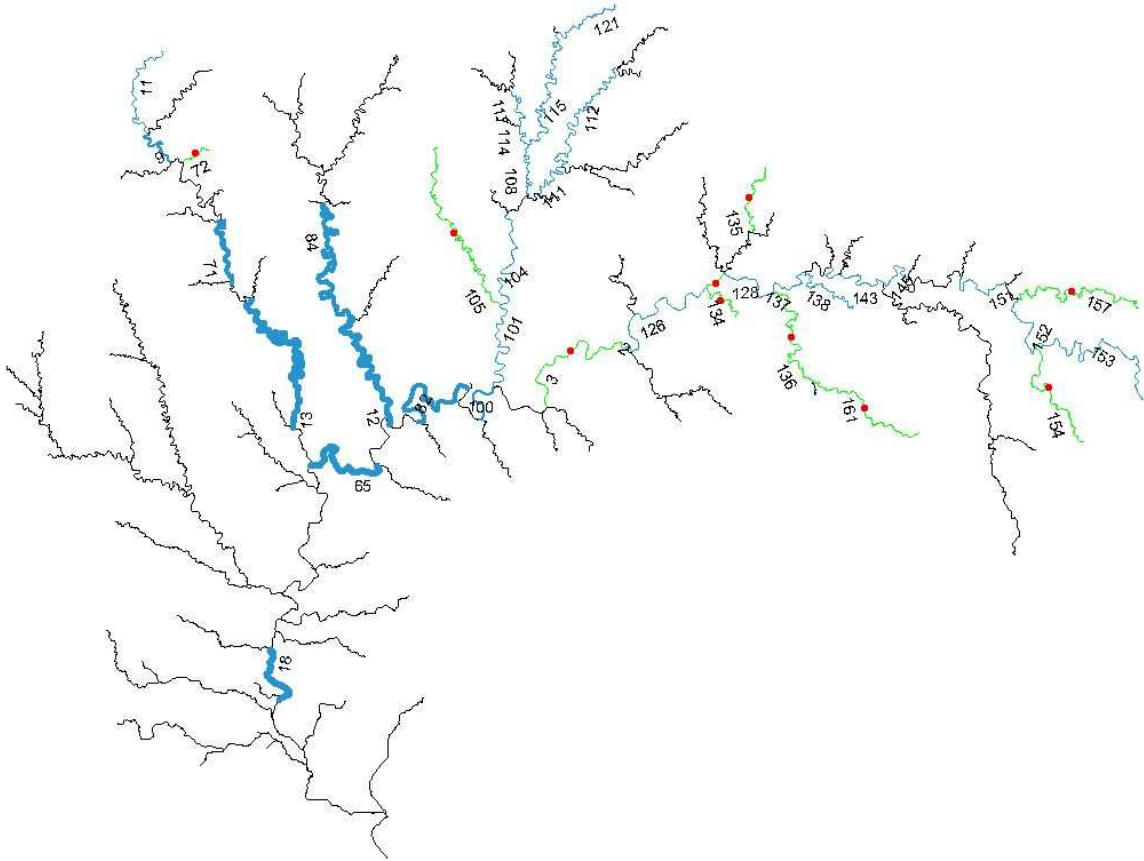
Tabela 2: Hierarquia (posição ordinal) das barreiras dos oito cenários para espécies residentes, simulação *Fragmentos*.

Posição	Cen 01	Cen 02	Cen 03	Cen 04	Cen 05	Cen 06	Cen 07	Cen 08
1	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR
2	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02
3	ANT11	ANT11	ANT12	ANT11	ANT03	ANT03	ANT03	ANT03
4	TUR01	ANT06	PRA04	ANT03	GUA08	GUA01	GUA08	GUA01
5	ANT06	ANT03	ANT05	ANT12	CAR01	ANT11	CAR01	ANT11
6	CAR01	CAR01	CAR01	CAR01	CAR02	ANT12	CAR02	ANT12
7	CAR02	CAR02	CAR02	TUR01	ANT11	GUA04	ANT11	GUA04
8	ANT14	ANT14	ANT14	CAR02	ANT12	GUA02	ANT12	GUA02
9	ANT05	GUA01	SRI03	GUA01	ANT08	ANT08	ITM03	ITM03
10	GUA01	PRA01	GUA01	ANT04	ANT09	GUA03	ANT08	ANT08
11	ITM01	STO01	SRI02	GUA04	ANT05	ANT09	ANT09	GUA03
12	STO01	GUA04	LGR06	ITM01	ITM01	ANT05	ITM04	ANT09
13	GUA04	GUA02	GUA04	GUA02	ANT14	GUA06	ANT05	ITM04
14	GUA02	TUR01	GUA02	LGR02	ANT07	ITM01	ANT14	ANT05
15	GUA03	ITM01	GUA03	ANT14	TUR01	ANT14	ANT07	GUA06
16	GUA06	GUA03	GUA06	GUA03	STO01	ANT07	TUR05	ANT14
17	ANT04	GUA06	SRI01	GUA06	ANT06	TUR01	STO01	ANT07
18	PRA04	LGR02	ANT03	LGR03	PRA01	STO01	ANT06	TUR05
19	LGR02	ANT16	LGR02	CAR06	CAR06	ANT06	ANT04	STO01
20	ANT16	LGR03	ANT16	ANT16	PRA02	PRA01	PRA04	ANT04
21	CAM01	CAM01	CAM01	ITM03	ANT16	PRA02	CAR06	ANT06
22	LGR03	CAR06	LGR03	PRA04	CAR03	ANT16	ANT16	PRA04
23	CAR06	ITM03	CAR06	ITM04	ITM03	ITM03	CAR03	ANT16
24	ITM03	ITM04	SRI05	CAM01	ITM04	ITM04	CAM01	CAM01
25	ITM04	CAR03	ITM03	CAR03	CAM01	ANT04	PRA05	PRA05
26	PRA05	CAM02	PRA05	CAM02	ANT04	CAM01	PRA07	PRA07
27	CAR03	ANT17	CAR03	ANT17	CAM02	CAM02	CAM02	CAM02
28	CAM02	SAN01	CAM02	PRA05	ANT17	ANT17	ANT17	ANT17
29	ANT17	CAR05	ANT17	CAR05	LGR02	LGR02	LGR02	LGR02
30	PRA07	PRA04	PRA07	PRA07	CAR05	LGR03	CAR05	TUR07
31	CAR05	CAR04	CAR05	CAR04	CAR04	SAN01	TUR07	LGR03
32	SAN01	SAN02	SAN01	SAN01	LGR03	GUA07	CAR04	SAN01
33	CAR04	GUA07	CAR04	LGR05	SAN01	SAN02	LGR03	GUA07
34	SAN02	PRA07	SAN02	GUA07	SAN02	PRA07	SAN01	TUR09
35	GUA07	LGR05	GUA07	SAN02	PRA07	PRA04	TUR09	SAN02
36	TUR04	PRA05	TUR05	SRI05	PRA04	SRI05	SAN02	TUR08
37	LGR05	SRI05	LGR05	TUR09	SRI05	TUR09	TUR08	SRI05
38	TUR09	TUR09	TUR01	TUR04	TUR09	LGR05	SRI05	LGR05
39	TUR05	GUA08	TUR07	GUA08	LGR05	GUA08	LGR05	GUA08
40	SRI05	LGR07	SRI04	LGR07	PRA05	PRA05	LGR07	LGR07
41	GUA08	TUR04	GUA08	LGR06	LGR07	LGR07	SRI03	SRI03
42	LGR07	LGR06	ANT11	TUR05	TUR04	TUR04	LGR06	LGR06
43	LGR06	SRI03	LGR07	SRI03	SRI03	SRI03	SRI04	SRI04
44	SRI03	TUR05	ITM04	SRI04	LGR06	LGR06	SRI01	SRI01
45	SRI04	SRI04	ITM01	TUR08	TUR05	TUR05	SRI02	SRI02
46	TUR08	TUR08	TUR09	TUR07	SRI04	SRI04		
47	TUR07	TUR07	TUR08	SRI02	TUR08	TUR08		
48	SRI01	SRI02	TUR04	SRI01	TUR07	TUR07		
49	SRI02	SRI01	ANT04		SRI02	SRI02		
50					SRI01	SRI01		

Tabela 3: Hierarquia (posição ordinal) das barreiras dos oito cenários para espécies migradoras, simulação *Fragmentos*.

Posição	Cen 01	Cen 02	Cen 03	Cen 04	Cen 05	Cen 06	Cen 07	Cen 08
1	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR	ECBR
2	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02	ANT02
3	TUR01	ANT03	ANT03	ANT03	ANT03	ANT03	ANT03	ANT03
4	CAR01	CAR01	CAR01	CAR01	GUA08	GUA01	GUA08	GUA01
5	CAR02	CAR02	CAR02	CAR02	CAR01	GUA02	CAR01	GUA02
6	GUA01	GUA01	GUA01	GUA01	CAR02	GUA03	CAR02	GUA03
7	GUA02	GUA02	GUA02	GUA02	PRA01	GUA04	ITM03	GUA04
8	GUA03	GUA03	GUA03	GUA03	CAR03	PRA01	ITM04	ITM03
9	ITM01	PRA01	TUR01	TUR01	PRA02	PRA02	CAR03	ITM04
10	ANT04	GUA04	GUA04	ANT04	ANT04	ANT04	TUR05	TUR05
11	PRA04	ANT06	ITM01	GUA04	CAR04	TUR01	ANT04	ANT04
12	GUA04	TUR01	ANT04	ITM01	TUR01	GUA06	PRA04	PRA04
13	PRA05	CAR03	CAR03	CAR03	CAR05	ANT05	CAR04	PRA05
14	CAR03	CAR04	PRA04	PRA04	CAR06	ITM01	PRA05	TUR07
15	ANT05	ANT11	ANT05	CAR04	ANT05	PRA04	CAR05	PRA07
16	PRA07	ITM01	CAR04	PRA05	ITM01	PRA05	TUR07	GUA06
17	ANT06	CAR05	PRA05	ANT11	PRA04	ANT06	CAR06	ANT05
18	CAR04	CAR06	CAR05	CAR05	PRA05	ANT07	PRA07	TUR08
19	ITM03	PRA04	CAR06	CAR06	ANT06	GUA07	ANT05	TUR09
20	ITM04	GUA06	PRA07	PRA07	ANT07	PRA07	TUR08	SRI01
21	TUR04	PRA05	GUA06	GUA06	PRA07	ITM03	TUR09	ANT06
22	CAR05	STO01	ITM03	ITM03	ITM03	GUA08	SRI01	SRI02
23	TUR05	PRA07	ITM04	ITM04	ITM04	ITM04	ANT06	ANT07
24	CAR06	ITM03	ANT11	TUR04	TUR04	TUR04	SRI02	GUA07
25	GUA06	LGR02	TUR04	TUR05	TUR05	TUR05	ANT07	SRI04
26	ANT11	ITM04	TUR05	ANT12	ANT08	ANT08	SRI04	GUA08
27	TUR07	ANT14	TUR07	LGR02	TUR07	TUR07	SRI05	SRI05
28	TUR08	TUR04	GUA07	LGR03	ANT09	ANT09	ANT08	ANT08
29	GUA07	LGR03	ANT12	TUR07	TUR08	TUR08	ANT09	ANT09
30	STO01	TUR05	TUR08	GUA07	ANT11	ANT11	ANT11	ANT11
31	TUR09	GUA07	GUA08	TUR08	TUR09	TUR09	SRI03	SRI03
32	SRI01	GUA08	LGR02	GUA08	SRI01	SRI01	LGR02	LGR02
33	GUA08	ANT16	LGR03	ANT14	LGR02	LGR02	LGR03	LGR03
34	LGR02	TUR07	TUR09	TUR09	SRI02	SRI02	STO01	STO01
35	ANT14	CAM01	SRI01	SRI01	LGR03	LGR03	ANT12	ANT12
36	SRI02	TUR08	ANT14	LGR05	STO01	STO01	LGR05	LGR05
37	LGR03	LGR05	SRI02	SRI02	SRI04	SRI04	ANT14	ANT14
38	SRI04	CAM02	SRI04	ANT16	ANT12	ANT12	LGR06	LGR06
39	ANT16	TUR09	LGR05	CAM01	SRI05	SRI05	ANT16	ANT16
40	CAM01	ANT17	ANT16	LGR06	LGR05	LGR05	CAM01	CAM01
41	SRI05	SAN01	CAM01	SRI04	ANT14	ANT14	LGR07	LGR07
42	LGR05	SRI01	SRI05	CAM02	LGR06	LGR06	CAM02	CAM02
43	CAM02	LGR06	LGR06	ANT17	ANT16	ANT16	ANT17	ANT17
44	ANT17	SRI02	CAM02	LGR07	CAM01	CAM01	SAN01	SAN01
45	SAN01	SAN02	ANT17	SAN01	SRI03	SRI03	SAN02	SAN02
46	LGR06	LGR07	LGR07	SRI05	LGR07	LGR07		
47	SAN02	SRI04	SAN01	SAN02	CAM02	CAM02		
48	SRI03	SRI05	SAN02	SRI03	ANT17	ANT17		
49	LGR07	SRI03	SRI03		SAN01	SAN01		
50					SAN02	SAN02		

a)



b)

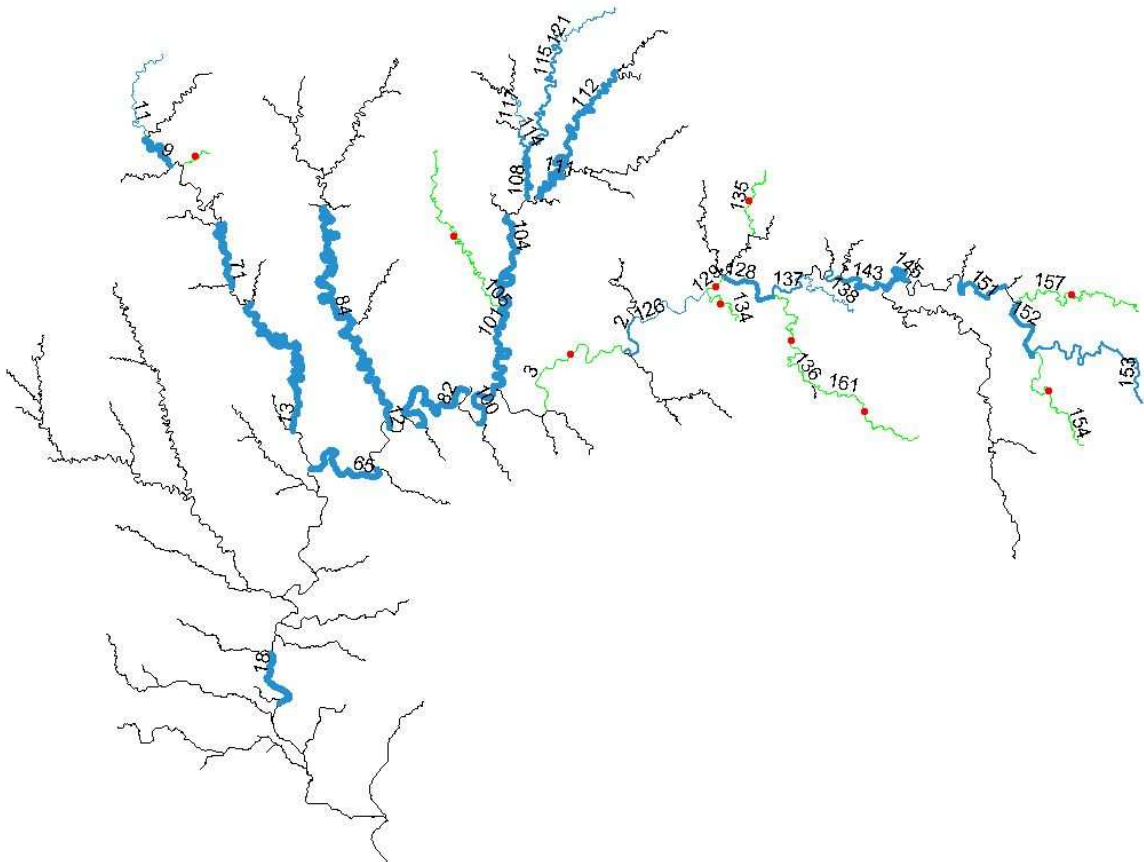


Figura 9. Cenários da Simulação B&G-2001: a) para espécies migradoras e b) para espécies residentes.

Tabela 4: Hierarquia (posição ordinal) dos segmentos barrados para espécies residentes (r) e migradoras (m), simulação *B&G2001*.

Posição	Segmento (r)	Barragem (r)	dDCI _r	Segmento (m)	Barragem (m)	dDCI _m
1	18	ECBR	31.83	18	ECBR	54.13
2	65	ANT01	20.39	65	ANT01	6.57
3	13	GUA02	13.42	13	GUA02	4.34
4	12	CAR01	6.43	12	CAR01	1.25
5	71	GUA04	4.84	71	GUA04	1.13
6	82	ANT02	4.79	82	ANT02	1
7	84	CAR04	4.35	84	CAR04	0.43
8	100	ANT03	2.73	100	ANT03	0.3
9	111	ITM01	2.11	9	GUA06	0.16
10	145	ANT12	2.09	101	PRA01	0.06
11	101	PRA01	2.01	104	TUR01	0.02
12	104	TUR01	1.84	11	GUA08	0.01
13	9	GUA06	1.64	111	ITM01	0
14	112	ITM04	1.36	108	TUR05	0
15	143	ANT11	1.27	112	ITM04	0
16	108	TUR05	1.22	115	SRI04	0
17	151	ANT14	1.21	114	TUR08	0
18	152	CAM01	0.86	117	TUR09	0
19	128	ANT08	0.78	121	SRI03	0
20	140	STO01	0.74	145	ANT12	0
21	2	ANT05	0.71	143	ANT11	0
22	137	ANT09	0.63	151	ANT14	0
23	115	SRI04	0.59	152	CAM01	0
24	114	TUR08	0.4	128	ANT08	0
25	153	SAN02	0.35	140	STO01	0
26	126	ANT06	0.27	2	ANT05	0
27	11	GUA08	0.26	137	ANT09	0
28	117	TUR09	0.26	153	SAN02	0
29	138	STO01	0.16	126	ANT06	0
30	121	SRI03	0.12	138	STO01	0

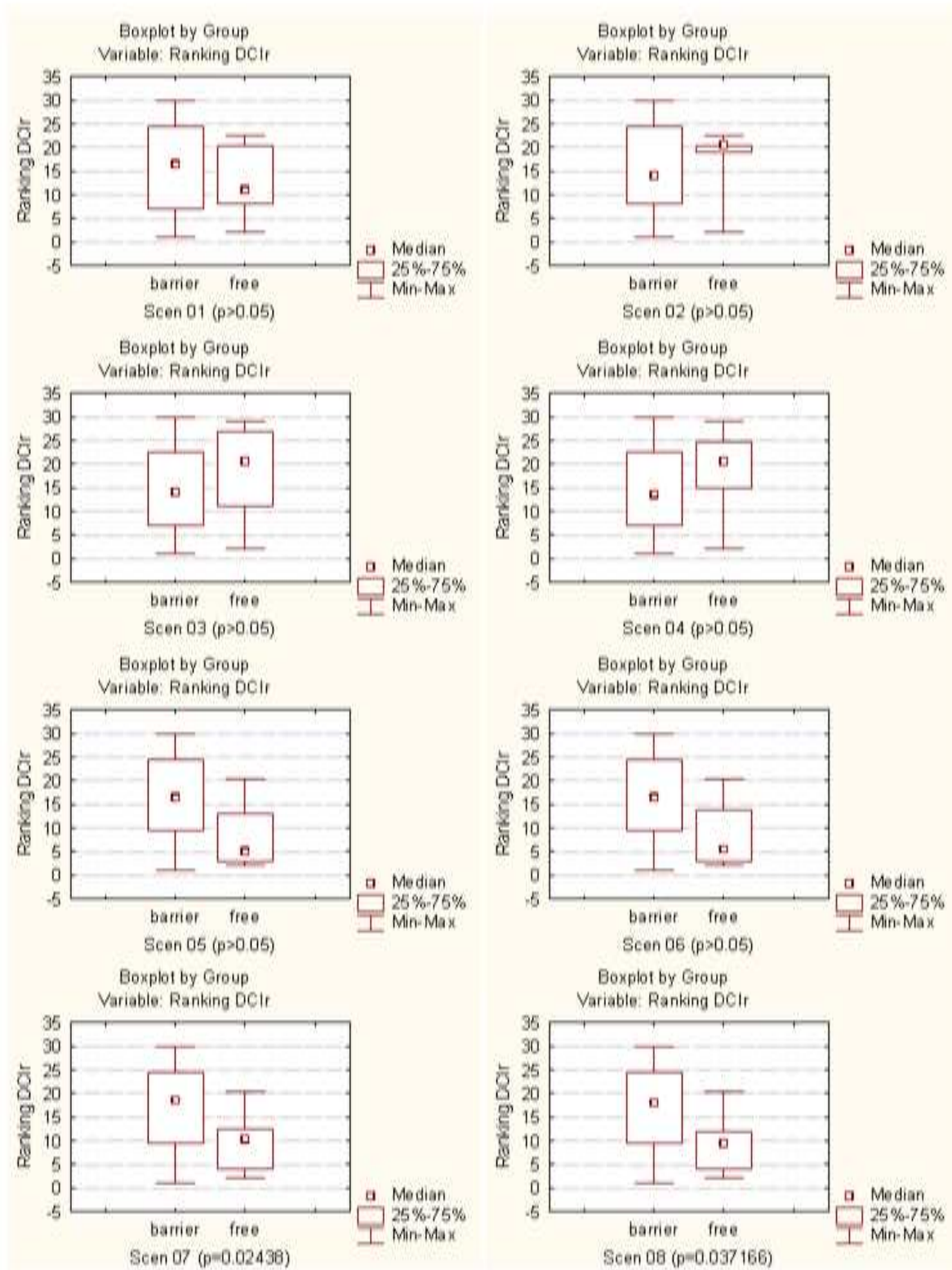


Figura 10. Teste U de Mann-Whitney para os oito cenários propostos por Becker & Guadagnin em 2001 sobre hierarquia de segmentos (dDCI) para peixes residentes (DCIr), classificados por barrados (barrier) e livres (free).

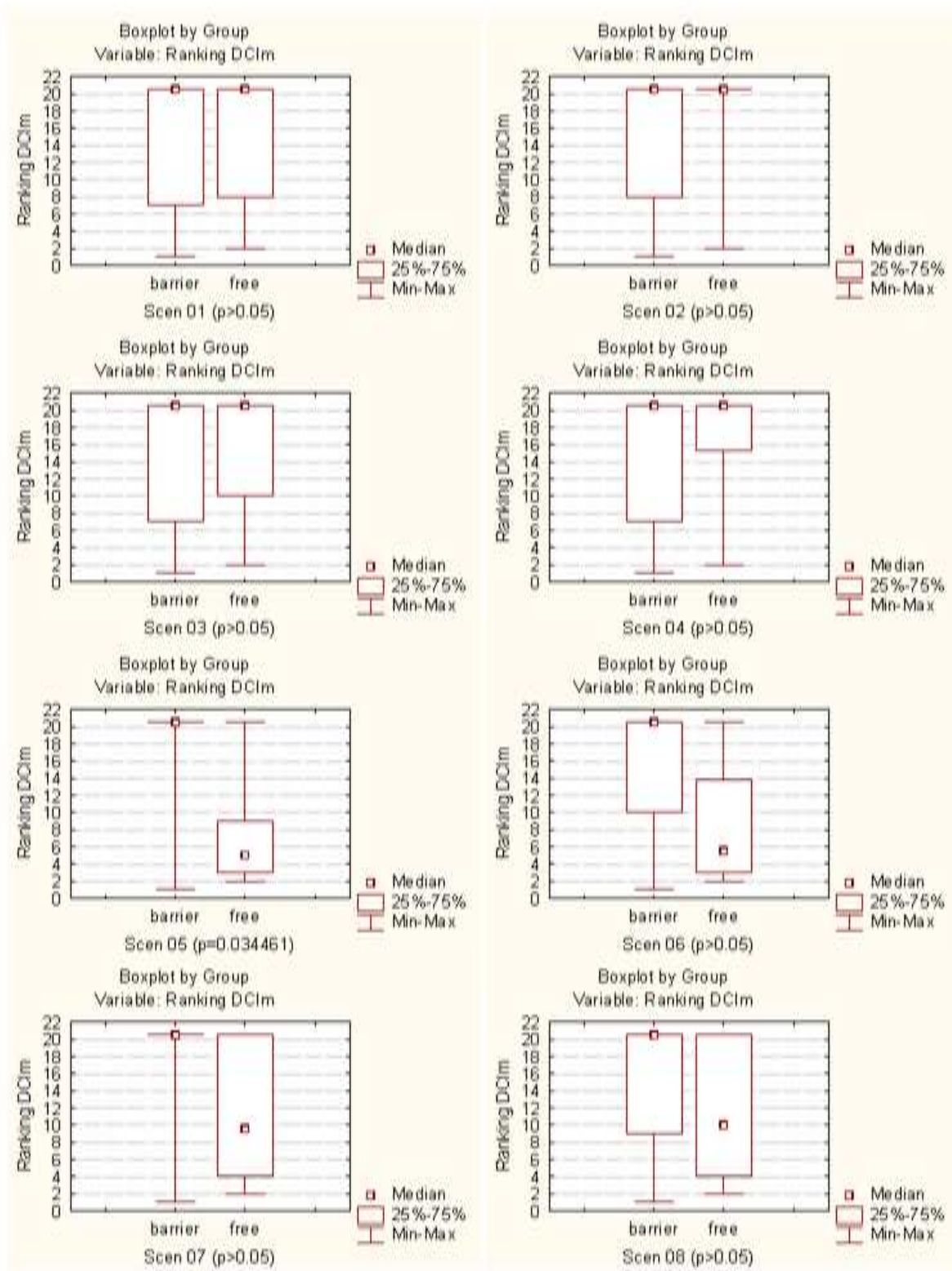


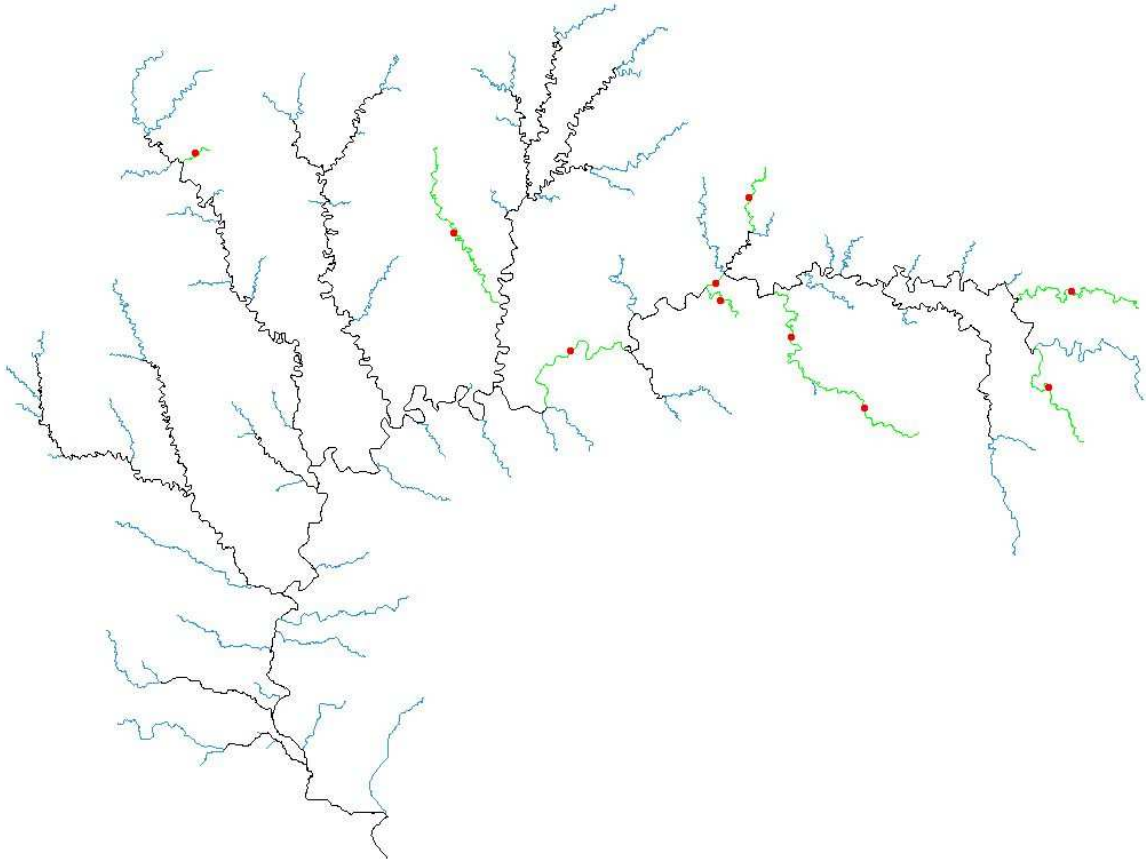
Figura 11. Teste U de Mann-Whitney sobre variável hierarquia de variação do DCI para os segmentos dos cenários 01 a 08 propostos por Becker & Guadagnin (2001) para peixes migratórios, classificados em barrados (barrier) e livres (free).

3.4. Casos de contradição entre alta conectividade e conservação

Sob a perspectiva exclusiva da conectividade dendrítica da bacia, os valores do critério de conectividade para peixes residentes (CCD_{Hr}) e do critério de conectividade para peixes migradores (CCD_{Hm}) (Tabela 5) indicam o cenário da simulação *Cabeceiras* (Figura 12a) como de melhor desempenho entre os quatro cenários simulados. Porém, a conservação de cabeceiras ficaria comprometida, pois a simulação *Cabeceiras* obteve valor zero (critério *CPC*; último lugar na classificação), pois nenhuma das cabeceiras é preservada. Apesar de que o número de barreiras da simulação *Segmentos* é de aproximadamente duas vezes maior que o da simulação *Cabeceiras*, o CCD_{Hr} é da ordem de 24 vezes maior e o CCD_{Hm} é mais de 84 vezes maior (Tabela 5). Esse contraste revela, mais uma vez (Cote *et al.* 2009), a importância da posição das barragens relativa à bacia hidrográfica e o risco que a magnitude desta diferença pode induzir. O cenário da simulação *Cabeceiras* implicaria em sérios riscos de perda e fragmentação de hábitat de espécies endêmicas e raras, e o critério *CPC* sugere seu descarte em razão da meta de Preservação de Cabeceiras. Apesar de preservar um fragmento contínuo muito grande entre a parte central da bacia e o exutório, também sob o critério *CPRL* o cenário da simulação *Cabeceiras* não seria recomendável, pois não se considera nenhum rio totalmente livre. Assim, o cenário simulado não atinge duas das quatro metas de conservação, apesar do primeiro lugar sob o critério Conectividade Dendrítica de Hábitat.

A simulação *Afogamento* (cenário na Figura 12b) também apresentou valores altos no critério *CCDH*, se comparados com os da simulação *Segmentos* (cerca de 20 vezes o *CCDH_r* e 80 vezes o *CCDH_m*; Tabela 5), e também com os da a simulação *B&G2001* (da ordem de três vezes maior para ambos; Tabela 5), apesar de que o número de barreiras é apenas duas vezes maior. No entanto, sob o critério *CPBN* (preservação de barreiras naturais), os valores são os mais baixos, junto aos da simulação *Segmentos* (cenário extremo), pois apenas um obstáculo natural é preservado. Isso pode implicar em riscos altos para a conservação da integridade da ictiofauna e até para a própria conectividade natural da bacia, o que sugere o descarte do cenário por não atingir a meta de Preservação das Barreiras Naturais. O cenário revelou também o mais alto valor no critério *CPC*, preservando todas as cabeceiras e cumprindo outra meta de conservação, com 50% dos rios livres. Esse resultado não era esperado, pois o objetivo da simulação é demonstrar um efeito negativo no critério *CPBN*, com um alto valor no *CCDH*.

(a)



(b)

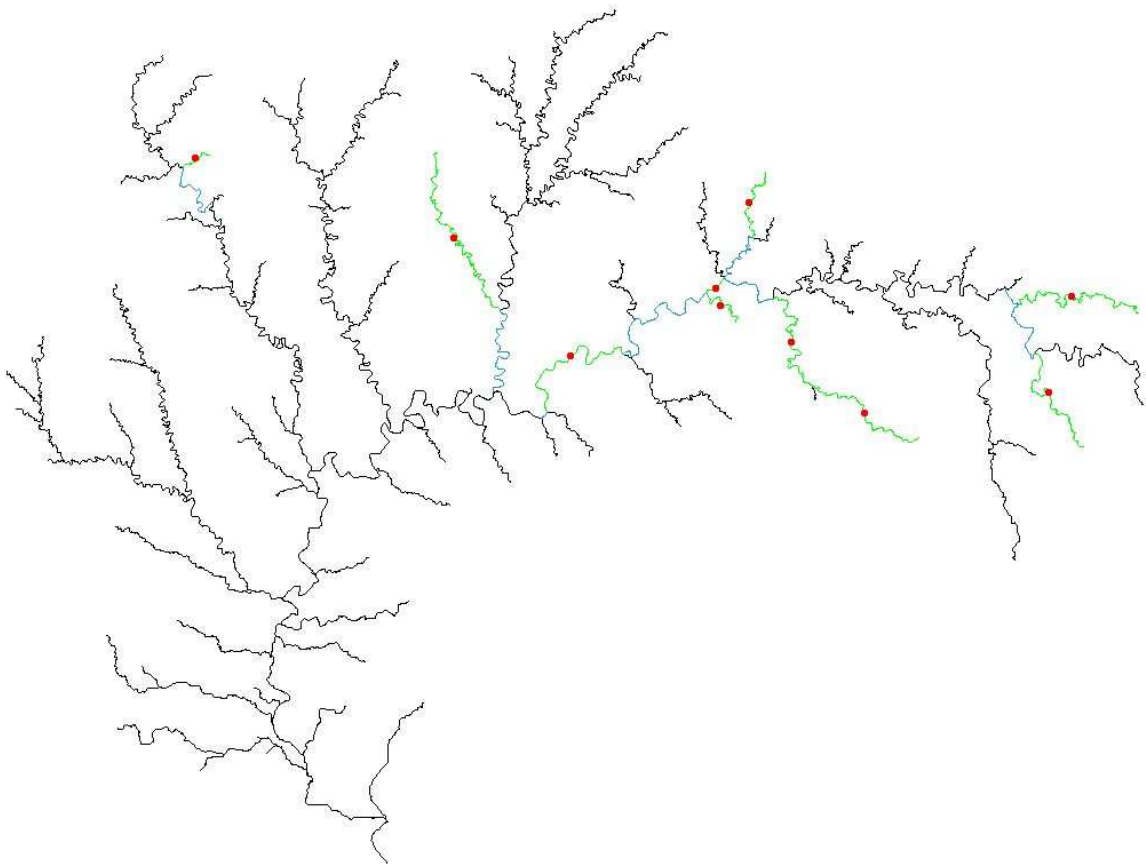


Figura 12. a) Cenário da simulação *Cabeceiras*; b) Cenário da simulação *Afogamento*. Segmentos em verde são aqueles que contém barreiras naturais (pontos em vermelho); segmentos mais espessos indicam maior importância para a conectividade, portanto, posições mais relevantes para conservação na bacia; segmentos livres aparecem em preto.

Tabela 5: Simulações de barragens na bacia Taquari-Antas para comparação dos critérios de conservação

Simulação	CCDHR	CCDHm	CPRL	CPC	CPBN	Barreiras Naturais	Total Barreiras
<i>Segmentos</i>	3.0%	0.9%	0.0%	0.0%	10.0%	10	161
<i>B&G-2001</i>	18.7%	21.1%	11.1%	94.6%	50.0%	10	40
<i>Afogamento</i>	64.8%	78.4%	53.1%	100.0%	10.0%	10	20
<i>Cabeceiras</i>	70.6%	83.9%	0.0%	0.0%	100.0%	10	84

4. DISCUSSÃO

Os resultados mostraram que a aplicação de conectividade é uma contribuição importante em análises de impactos cumulativos de sucessivas barragens em bacias hidrográficas, apesar de algumas ressalvas. A hierarquização de segmentos por conectividade dendrítica para diferentes histórias de vida obtida neste trabalho, combinada aos critérios usados e outros critérios de conservação, pode ser uma contribuição para o planejamento da conservação da biodiversidade em bacias hidrográficas. É possível, em princípio, diminuir as chances de extinções locais - e globais em casos de espécies de distribuição restrita - aplicando a análise proposta aqui.

A quantificação dos efeitos dos barramentos sobre a conectividade da bacia nos cenários propostos por Becker & Guadagnin (2001) sustenta a utilidade e aplicação da métrica de conectividade em análises de impacto ambiental em escala de paisagem, mais especificamente, bacias hidrográficas.

Demonstramos, também numericamente, o risco de usar a conectividade como critério único para decisões sobre conservação, sem outros critérios, em bacias hidrográficas.

Alves & Fontoura (2009) apresentam um modelo para predição de grandes migradores na bacia do rio Jacuí (RS, Brasil) na qual a bacia do Taquari-Antas está contida. A altitude e a área de drenagem são considerados os fatores-chave na predição de ocorrência. O trabalho propõe um limite de altitude de 280-300m para a presença de grandes migradores. Os segmentos de probabilidade máxima de ocorrência das quatro espécies de migradores identificadas correspondem visualmente aos segmentos de máxima prioridade de conservação em nossa hierarquia dos segmentos da sub-bacia por CCDHm. Isso sugere que a probabilidade de ocorrência de espécies migradoras está fortemente correlacionada à conectividade dendrítica de hábitat. Além disso, o estudo traz um ponto sobre as introduções de espécies antes isoladas nos fragmentos abaixo de barreiras naturais aos trechos altos, por inundação de obstáculos naturais, principalmente por *Pimelodus pintado*, o que caracteriza o aumento de conectividade por anulação de obstáculos naturais (exemplo da simulação *Afogamento*). A simulação *Cabeceiras* apresentaria um cenário de alta conectividade, que mostraria seu efeito (nulo, em análise de impactos) se sobreposto aos mapas de ocorrência de grandes migradores apresentados por Alves & Fontoura (2009). Futuros trabalhos podem comparar estatisticamente a aplicação do modelo proposto por Alves & Fontoura (2009) com a lista hierárquica de segmentos prioritários para conservação de espécies migradoras que propomos aqui, na mesma sub-bacia.

Uma proposta para o zoneamento da bacia hidrográfica do Rio Jacuí (que contém a sub-bacia Taquari-Antas) relacionada à conservação de peixes migradores, baseada em um índice de adequabilidade (IA) para cada segmento, foi apresentada por Kaehler (2011). O índice proposto considera, além da probabilidade de ocorrência das espécies modelada por Alves & Fontoura (2009), múltiplos parâmetros como vegetação ripária, heterogeneidade altitudinal, população humana, índices socioeconômicos, consumo energético e barragens a montante e a jusante. O estudo aporta valiosos elementos para o licenciamento de barragens. Por outro lado, não considera o caso da ictiofauna residente e também não menciona a conectividade de hábitat. Como o alvo de conservação são as espécies migradoras, observamos que o índice IA pode classificar como adequados ao barramento segmentos de importância para espécies de cabeceiras, por vezes endêmicas, bem como segmentos de alta heterogeneidade altitudinal, portanto com alta probabilidade de ocorrência de barreiras naturais, suscetíveis à anulação.

Erös *et al.* (2011) apresentam um modelo de priorização de segmentos de bacia hidrográfica com base em conectividade e valor de conservação, aplicando a Teoria dos Grafos. *“(...)Essa aplicação em conservação ecológica modela paisagens como grafos, um conjunto de nós (manchas de hábitat) conectados por linhas (corredores), onde uma conexão entre dois nós quaisquer indica uma conexão funcional entre os dois nós. Em paisagens terrestres, essa abordagem se mostrou útil na determinação de manchas de hábitat (ou pequenos conjuntos de manchas) de importância crítica para conservação(...)”* (Erös *et al.* 2011 e literatura citada). Porém, seu método considera as barragens como barreiras intransponíveis, isolando completamente os fragmentos de bacia (componentes), e não considera os obstáculos naturais, portanto, não mensura a conectividade natural da bacia. Essa análise, com outros critérios e índices, oportuniza interpretações para diferentes alvos de conservação, porém, não diferencia a conectividade para organismos migradores e residentes. Erös *et al.* (2011) empregam principalmente os índices propostos por Pascual-Hortal & Saura (2006), desenvolvidos para redes de hábitat terrestres, onde há diversas possibilidades de caminhos, enquanto no hábitat dendrítico, pelo menos no caso de espécies migradoras, não há caminho mais curto entre um ponto aleatório e o exutório da bacia, o caminho é único, orientado pela direcionalidade do fluxo da água. Consideramos que o índice proposto por Cote *et al.* (2009) é mais específico para hábitats dendríticos, porém seria muito importante incorporar o valor de conservação empregado por Erös *et al.*, quando se trata de priorização de áreas para conservação. O software de cálculo do DCI (aplicação em R) também emprega a visualização por grafos, mas considera os fragmentos (*sections* no original em inglês) como manchas de hábitat (círculos) e as barragens (linhas) como as conexões entre elas, o que

torna a interpretação um pouco difícil e ambígua, pois barragens são conexões e barreiras ao mesmo tempo. Isso sugere um paralelo com a distância de custo usada por Guimarães (2009), por exemplo. Um desafio para projetos futuros é mesclar as técnicas, testar outros índices e incorporar o valor de conservação e a representação por grafos.

É importante lembrar que este trabalho considera que fragmentos de bacia hidrográfica são redes dendríticas isoladas por barreiras artificiais ou naturais. Porém, não considera a fragmentação interna aos fragmentos em decorrência do alagamento que, ao transformar o hábitat de lótico para lêntico, muda a matriz entre as manchas de hábitat (segmentos) e as isola ou desconecta pela interposição dos reservatórios. Becker & Guadagnin (2001) já consideraram essa variável em 2001 (número de tributários isolados), porém, no presente trabalho não a consideramos em razão da indisponibilidade de dados (extensão dos reservatórios). Certamente é um critério da maior importância e deve ser incorporado no cálculo de um índice de conectividade dendrítica, quando se trabalha com represas. É um critério análogo ao empregado por Erös *et al.* (2011), que consideraram o número de confluências perdidas (*links*). Assim, é possível que um valor alto em CDH produza um efeito grave na fragmentação interna provocada por alagamento (desconexão de tributários a montante de uma barragem). É necessário incorporar os dois critérios para uma análise ponderada. Talvez seja possível, por geoprocessamento, usar o atributo “incremento de cota” (diferença entre a altitude do nível original do rio no local da barragem e o nível do lago depois do enchimento), NA_{Max} (define a cota máxima de alagamento para barragens pequenas e médias), para determinar a área alagada (curvas de nível ou modelo numérico de terreno) e contabilizar o número de conexões inundadas, portanto, de tributários (manchas de hábitat) isolados ou confluências perdidas. Portanto, é possível trabalhar com simulações de barragens incluindo variáveis relativas à inundação: incremento de cota, área alagada, extensão longitudinal do lago, entre outros. Isso permitiria incorporar os critérios citados acima, aprimorando o método.

Confluências são a chave para conectividade em bacias hidrográficas (Erös *et al.* 2011). Estão relacionadas ao critério *Número de tributários isolados* usado por Becker & Guadagnin (2001). Se cada segmento representa uma mancha de hábitat e os segmentos são limitados pelas confluências; cada confluência comprometida representa uma subtração na medida de conectividade, cada confluência inundada significa uma conexão perdida entre pelo menos três manchas de hábitat (segmentos). Assim, a própria métrica de conectividade serve como métrica de preservação de confluências, em caso de uso com a técnica de análise de segmentos. Cada

confluência, em SIG, é representada por um nó real (*real node*), isto é, um ponto compartilhado por mais de um segmento. No cenário da simulação *Segmentos*, obtivemos 162 nós, sendo 82 nós flutuantes (*dangle nodes*, pontas secas) e 80 nós reais (confluências, conexões entre os segmentos). Dos 82 nós flutuantes, 81 estão relacionados aos segmentos de nascentes (simulação *Cabeceiras*), e um é o exutório da bacia. Dessa forma, se houver um critério de preservação de cabeceiras (nascentes, nós flutuantes) e um critério de preservação de confluências (nós reais, conexões em teoria dos grafos), todos os nós devem ser preservados, e esses dois critérios seriam complementares. Um cenário ideal preservaria todos os segmentos de nascentes e todas as confluências, portanto, todos os segmentos e teria zero barreira. Na prática, esse critério somente seria mensurável se houvessem dados disponíveis sobre a extensão do alagamento das represas. Porém, em casos de simulação, pode-se tomar o efeito de maior probabilidade de ocorrência: a inundação de uma confluência a montante de um segmento com barragem. Dessa forma, a medida do critério seria igual ao número de barragens artificiais, desde que o segmento barrado não fosse de primeira ordem, pois isso teoricamente inundaria uma nascente e não uma confluência. Lembramos que essa medida é dependente de escala: de acordo com a densidade de drenagem utilizada ou da simplificação da malha hidrográfica, nós que representam cabeceiras podem se tornar confluências em representações em escalas diferentes e vice-versa.

A medida da conectividade parece um excelente instrumento para o planejamento de conservação, porém, pode ser de alto risco se for considerada isoladamente (Tabela 5, simulações *Cabeceiras* e *Afogamento*). O DCI não é capaz de detectar diferenças entre posicionar um barramento a montante ou a jusante de uma barreira natural, para espécies residentes, ainda que para espécies migradoras, a diferença possa aparecer. Agostinho & Gomes (2001), em um parecer técnico sobre a construção de uma escada de peixes na barragem da UHE de Passo do Meio, no rio das Antas, RS (segmento 143, Figuras 7a e 7b), identificaram uma barreira natural distante 300 m abaixo da barragem, que funciona como divisor de fauna e não constou em nossas simulações por questões de tempo. Nenhuma das espécies migradoras foi encontrada acima da queda d'água e apenas o pintado (*Pimelodus maculatus*, hoje *P. pintado*) foi registrado no trecho a jusante da mesma. Aqui nota-se o efeito de uma barreira natural sobre a conectividade e os autores demonstram a inocuidade da construção de um mecanismo de transposição de peixes (MTP) na barragem posicionada a montante da queda. Observa-se mais um caso de barragem posicionada de maneira adequada em relação à conectividade para peixes migradores. O parecer discute também a passagem dos ovos e larvas para jusante da barragem, através do vertedouro ou da tomada de água. Um estudo para avaliar o valor de transponibilidade da barreira é uma sugestão.

Os autores (Agostinho & Gomes 2001) citam estudos do Nupélia/UEM, onde cerca de 30% dos ovos e larvas que atravessaram a barragem de Itaipu na direção a jusante estariam decepados ou esmagados, porém, para apenas duas espécies. Essa informação poderia ser usada no cálculo da transponibilidade de barreiras em estudos futuros. Há um número da revista *Neotropical Ichthyology* exclusivamente dedicado a estudos de passagens de peixes³.

Na simulação *Segmentos* (todos os segmentos da bacia com barreira) para espécies migradoras, foi pequena a magnitude da diferença entre os valores estimados para cada segmento (Figura 6a). Este resultado indica que, embora possa ser obtida uma hierarquia numérica dos segmentos em função de sua contribuição para a conectividade da bacia, nem sempre é possível obter diferenças que permitam inferir significado ecológico e, portanto, utilidade de aplicação em priorização de áreas para conservação. Primeiro, a simulação foi desenhada para que fosse possível comparar o valor de conectividade de todos os segmentos (posições relativas na bacia) entre si sem a necessidade de simular um cenário para cada segmento da bacia. Ainda assim, fizemos uma simulação de cenário para cada um dos 21 segmentos mais a jusante do rio Taquari-Antas (simulação *Barramento Único*, sBU; Figura 4), que mostrou que a hierarquia obtida com a simulação *Segmentos* pode ser utilizada para desempate entre dois segmentos nos quais nenhum dos outros critérios de priorização (*i.e.*, aqueles não relacionados à conectividade) tenha permitido estabelecer a hierarquia. Luz-Agostinho *et al.* (2010) encontraram *Salminus brasiliensis* no segmento 82 (Figura 6a), que aparece na 57ª posição na simulação *Segmentos* (sS) e Agostinho & Gomes (2001) encontraram *Pimelodus maculatus* (hoje *P. pintado*) até o segmento 143 (Figura 6a), na última posição da hierarquia de segmentos para espécies migradoras, compartilhada entre 41 segmentos. Essa lista, se produzida com base na variação de DCI, só mostrou diferenças numéricas até a 72ª posição; a partir desta, todos os valores são zero. Assim, não seria possível distinguir a importância do segmento 143 frente a outros menos importantes, se o objetivo fosse a conservação de *P. pintado*, por exemplo.

Para espécies residentes, as correlações moderadas e fracas entre as hierarquias de segmentos indicam que as posições ordinais da sBU não correspondem univocamente às daquelas da simulação *Segmentos* (sS). Deve-se notar que cada arranjo espacial de um número simultâneo de barreiras muda a extensão dos fragmentos e, portanto, esse resultado era esperado: sS foi realizada com a totalidade dos segmentos simultaneamente, enquanto as outras foram realizadas com barramentos em um subconjunto dos segmentos. Dessa forma, entende-se que é válida uma

³ Fish passages in South America. *Neotropical Ichthyology*. Print version ISSN 1679-6225 *Neotrop. ichthyol.* vol.5 no.2 Porto Alegre 2007

hierarquia prévia de segmentos para espécies residentes com relação à conectividade para planejamento de conservação de uma bacia hidrográfica, mas não quando se trata de propostas de múltiplos barramentos simultâneos, que alteram o valor de conectividade natural da bacia. Nesses casos, é melhor simular o novo cenário que surge a cada novo barramento proposto e avaliar a variação da conectividade em relação ao valor natural. A lista prévia de segmentos prioritários pode servir como sugestão de posicionamento de barreiras para as simulações.

O critério PRL (WCD 2000 *apud* Becker & Guadagnin 2001) está, de certa forma, sobreposto pelo CCDH. Há sobreposição também com o DCI e com o Critério de Preservação de Cabeceiras (CPC). No DCI, a semelhança é a conectividade para peixes migradores. A diferença é que o CPRL computa apenas rios sem nenhum obstáculo da foz até a nascente, enquanto no CCDH há obstáculos que podem ser parcialmente transponíveis. Em relação ao CPC, o CPRL também toma as nascentes (aqui, segmentos de primeira ordem), mas considera somente aqueles que estão conectados ao segmento-exutório sem obstáculos. É importante ter um rio totalmente livre (natural) na bacia para conservação de rios como ecossistemas. Até que ponto nosso critério (CPC) - que toma segmentos de primeira ordem às vezes próximos ao exutório - é representativo dos habitats que os migradores precisam atingir para o processo reprodutivo? Isso indica a necessidade de desenvolver um critério para a representatividade de habitat. Para tanto, é necessário que haja uma classificação qualitativa das manchas de habitat. É possível que um primeiro passo seja assumir segmentos de rio como a unidade básica de habitat da paisagem. A seguir, classificar espacialmente os segmentos em função de uma tipologia de habitats. Por exemplo, Becker & Guadagnin (2001) diferenciaram os rios da bacia do Taquari Antas em rios “de baixada, de encosta e de planalto” ou também “de cabeceiras, de transição e de baixada”. Essa tipologia pode variar em refinamento conforme os dados disponíveis e conhecimento sobre as relações entre a biota e características de habitat. Townsend & Hildrew (1994) desenvolvem uma tipologia de habitat dendrítico, dependente de escala, que pode ser incorporada em trabalhos futuros. Cabe lembrar que a escala usada neste trabalho (segmentos de bacia) foi adotada segundo Townsend & Hildrew (1994). A própria ordem de Strahler pode ser um critério útil na tipologia de habitats a considerar, bem como a área de drenagem e a altitude, usadas no modelo de Alves & Fontoura (2009). Aqui também poderia ser aplicado o valor de conservação usado por Erös *et al.* (2011), por exemplo, que considera as espécies presentes em cada mancha de habitat e seu estado de conservação, abundância, endemismo e origem geográfica (nativas vs não-nativas). Porém, isso exige um esforço grande para obtenção desses dados, por exemplo, em uma bacia com 161 segmentos e mais de 70 espécies de peixes, números modestos para os rios neotropicais.

Discute-se também o tamanho de segmentos, a escala e o número de barreiras. Há segmentos na Bacia Taquari-Antas, na escala adotada (quatro ordens de Strahler), que compreendem até sete barragens nos inventários conhecidos para o aproveitamento hidrelétrico (Becker & Gudagnin 2001). Conforme mencionado nos Materiais e Métodos, observamos que a variação entre posições de barreiras dentro de um mesmo segmento (posição padronizada na bacia, entre duas confluências ou entre extremidade e confluência) apresenta um efeito desprezível no índice de conectividade total da bacia, mesmo se o número de barreiras for maior que um. A mesma situação não se verifica em bacias formadas por um número muito pequeno de segmentos. Porém, deve-se considerar a presença de múltiplas barragens no valor de transposição, pois o custo de deslocamento (p.ex., Guimarães 2009) para organismos em um segmento com mais de uma barragem certamente é superior àquele com apenas uma barreira. Nesse sentido, quando o problema é planejar barragens em uma bacia e suas posições exatas estão definidas *a priori*, pode ser mais interessante aplicar diretamente o método de Cote *et al.* (2009), com a restauração teórica de barreiras, para definir quais *barreiras* - e não quais *segmentos* - são mais influentes na conectividade total da bacia, como no caso da simulação *B&G2001* (Tabela 4).

Na abordagem por segmentos, assume-se que um segmento com barreira natural não pode ser barrado, para fins do estudo de método. Na prática, a existência de barreira natural pode ser um fator favorável à instalação de uma barragem, pois a alteração na conectividade da bacia é menor (Tabela 5, Figura 12b), desde que se observe o critério CPBN. Considerando a Simulação *Afogamento*, é possível – apesar de não mensurável com os dados disponíveis neste trabalho – que a conectividade total da bacia houvesse até melhorado: barreiras naturais intransponíveis ($p=0$) poderiam ter sido inundadas e substituídas por barreiras artificiais, posicionadas a jusante (inobservância do critério CBPN), com mecanismos de transposição de peixes (MTPs) e, portanto, transponíveis ($p=0,5$, por exemplo). Além disso, é importante frisar a possibilidade de impacto negativo resultante da introdução de espécies da fauna do antigo fragmento a jusante dos obstáculos naturais inundados.

4.1. Revisão de estudos anteriores sob a perspectiva das novas medidas de conectividade

Becker & Guadagnin (2001) não recomendaram, em nenhum dos oito cenários propostos, a construção da barragem de Muçum (ANT01; posição correspondente ao segmento 65: Figura 9, Tabela 4), argumentando que esta e as demais barragens do complexo CERAN (ANT01, ANT02, ANT03, ANT04) se localizam em uma região-chave para conectividade dos rios de planalto com a porção inferior do Taquari-Antas. Argumentaram ainda que a barragem ANT01 inundaria a

confluência dos rios Carreiro e Antas, em razão de seu extenso reservatório, isolando este rio. A simulação *B&G2001* (Tabela 4) evidencia isso com a segunda posição do segmento 65 tanto para espécies residentes quanto migradoras.

A barragem de 14 de Julho (ANT02) aparece em segundo lugar nos oito cenários propostos por Becker & Guadagnin (2001) na priorização de barreiras para restauração (aplicação de Cote *et al.* 2009, sobre barreiras e fragmentos; simulação *Fragmentos*), tanto para peixes migradores (Tabela 3) quanto para residentes (Tabela 2). Esse resultado põe em evidência a importância conectiva da posição daquela barragem na bacia. A barragem foi mantida nos oito cenários por já se encontrar em fase de instalação em 2001 (Becker 2011, comunicação pessoal).

Kaehler (2011) aponta também o A UHE Muçum em posição inadequada (IA=0,006, o mais baixo entre as UHE em inventariamento). Quanto às demais UHE do complexo CERAN, 14 de Julho apresenta IA menor que um, Montes Claros apresenta IA de 1,6 e Castro Alves apresenta o valor maior do que sete.

Lembramos que a simulação *Fragmentos* (Figura 8; Tabelas 2 e 3) foi produzida levando em consideração apenas barreiras (50) e fragmentos (51), enquanto a simulação *B&G2001* (Tabela 4) foi baseada na abordagem de segmentos e considerou apenas 30 segmentos com barreiras, do total de 161 segmentos da bacia. Além disso, a simulação *B&G2001* (Tabela 4) foi produzida considerando uma escala de quatro ordens de Strahler, enquanto na simulação *Fragmentos* (Tabelas 2 e 3) a rede hidrográfica não havia sido simplificada e nem ao menos dividida em segmentos. Estamos comparando, portanto, dois resultados obtidos por métodos diferentes, o que pode impor limites na interpretação. O segmento 82, correspondente à posição da barragem ANT02 (Becker & Guadagnin 2001) aparece em sexto lugar na hierarquia (posição ordinal) de segmentos (simulação *B&G2001*; Tabela 4), atrás dos segmentos 13 (GUA01), 12 (CAR01), 71 (GUA02) e 65 (ANT01, não considerado na análise por barreiras e fragmentos sobre os cenários de Becker & Guadagnin [2001]). Uma hipótese para explicar essa diferença é que há um maior número de barreiras a montante, no cenário da simulação *Fragmentos*, já que na abordagem de segmentos há apenas uma barreira por segmento (nesse caso, a razão é o número de barreiras). Isto pode ser uma diferença introduzida pela proposta de abordagem de segmentos. Outra hipótese: na simulação *B&G2001*, há maior concentração de barreiras nos segmentos iniciais dos rios Guaporé e Carreiro, sendo traduzidas como apenas um segmento com barreira e, como consequência, há fragmentos livres maiores a montante (nesse caso, a razão é a extensão dos segmentos). Comparar as posições com as da simulação *Segmentos* poderia esclarecer, pois ela

considera todos os segmentos como iguais. Essa pode ser mais uma utilidade da hierarquia prévia de segmentos de uma bacia.

Outra posição crítica para a conectividade da bacia é a do segmento 13 (Figuras 10a e 10b). As barragens do baixo rio Guaporé (GUA02, representando GUA01 a GUA03 na Tabela 4, terceira posição) só aparecem como não recomendadas nos dois cenários que propõem o Guaporé como rio livre (Tabelas 2 e 3, cenários 05 e 07), lembrando que a barragem GUA08 também já estava em operação. Nesse caso, a conectividade da bacia foi preterida ante outros critérios de conservação, na análise daqueles autores.

4.2. Perspectivas

Levantamos a hipótese – para estudos futuros – que os aproveitamentos hidrelétricos (AHE) de Castro Alves (ANT04; segmento 3), Passo do Meio (ANT11, segmento 143) e Maringá (MRNG, segmento 72), hoje em operação (Luz-Agostinho *et al.* 2010; Agostinho & Gomes 2001; observação pessoal, respectivamente), sejam exemplos de AHE com contribuição mínima em relação à conectividade (desconsiderando a extensão das inundações e outros critérios de conservação). Eles foram posicionados próximos e a montante de barreiras naturais (posição correta também em relação ao CPBN). Nesses casos, a contribuição das barreiras naturais é máxima e o valor da conectividade total da bacia tende ao valor da conectividade natural (como demonstrado na Figura 8, Cenário 09). Nas simulações por segmentos, as contribuições dos segmentos 3 e 72 para a conectividade da bacia não foram computadas porque eles contêm barreiras naturais (Figura 9a). A barreira natural do segmento 143 (próxima ao AHE Passo do Meio, ANT11) ainda não estava incorporada ao modelo de simulação no momento daquelas análises. Seria necessário realizar uma simulação com a abordagem de fragmentos e com as posições absolutas para determinar a participação exata dessas barreiras (naturais e antropogênicas) sobre a conectividade da bacia. Interessante notar que Kahler (2011) aponta uma posição inadequada da barragem de Castro Alves, em contradição com nossos estudos, diferentemente de Passo do Meio, que aparece em uma posição intermediária naquele estudo.

A mesma autora apresenta uma proposta de análise de heterogeneidade altitudinal que pode ser incorporada ao método aqui proposto para inferir as maiores probabilidades de ocorrência de barreiras naturais, já que o inventário completo dessas barreiras em escala de bacia hidrográfica é bastante oneroso.

O método aqui proposto se mostrou capaz de indicar posições da bacia, sob a ótica da

conectividade, que não devem ser barradas, ou segmentos que devem ser preservados livres. Porém, até o momento, mostrou-se bastante caro em horas de trabalho para preparar cada cenário de simulação inviabilizando, por exemplo, a simulação de um cenário para cada um dos 161 segmentos da bacia. Programas como o Conefor Sensinode 2.2 (Saura & Pascual-Hortal 2007) integram muitas das fases de cálculo de conectividade, mas não incorporam o DCI, específico para hábitat em rede dendrítica e com aplicação para duas histórias de vida distintas, nem tampouco estão integrados a SIG, exigindo a representação prévia por grafos. Moilanen et.al. (2008) propõe uma adaptação de seu programa e método ZONATION de priorização de áreas para conservação para redes de hábitat de água doce. O programa é integrado com SIG e usa como dados a distribuição de espécies na área de interesse. A conectividade é medida como a resposta de cada espécie à perda de conexão com manchas de hábitat a montante e a jusante de cada sítio e é classificada em seis níveis, de 1 a 6. Portanto, o método funciona para determinado (e conhecido) número de espécies; não é genérico. A conectividade é apenas um dos critérios, sendo que o valor de conservação de cada sítio depende fundamentalmente das espécies-alvo de conservação. É interessante a maneira como os autores mostram a evolução dos resultados, conforme incorporaram os fatores redes de drenagem e conectividade. Observamos que um programa específico para redes dendríticas de hábitat, que integre o SIG, a representação por grafos e compute automaticamente as métricas de conectividade, bem como outros critérios de conservação, facilitando a montagem e preparação dos cenários é uma sugestão para desenvolvimento. Pode ser de grande valia para a análise integrada multicritério experimentada por Cruz et al. (2004) e para o planejamento sistemático de conservação (Margules & Pressey 2000).

5. CONCLUSÕES

O método para simulação de cenários usando segmentos como posições teóricas de barragens sistematiza e facilita o trabalho, indicando uma escala de hábitat conveniente para trabalho em nível de bacia hidrográfica.

A hierarquia de segmentos ora abordada evidencia apenas aqueles nitidamente mais importantes, mas persiste a dúvida sobre a utilidade do ordenamento prévio de todos os segmentos. Ainda não há uma resposta definitiva se o método proposto (abordagem de hierarquia de segmentos por conectividade) nesse trabalho é confiável para aplicação em planejamento de conservação de bacias hidrográficas com relação ao critério de conectividade, com as métricas aqui escolhidas (Cote *et al.* 2009). Porém, para o planejamento de conservação é muito importante ter um valor de conectividade para cada segmento da bacia, bem como a facilidade de simular diferentes cenários. Nesse caso, a abordagem de hierarquia (posição ordinal) de segmentos em função da conectividade pode ser mais útil do que a hierarquia de barreiras de Cote *et al.* (2009).

Nossos resultados confirmaram numericamente as recomendações de Becker & Guadagnin (2001) quanto à conectividade.

Mostramos também, numericamente, efeitos de posições espaciais de barreiras que, apesar de proporcionarem alta conectividade, podem implicar em sérios riscos à conservação da biodiversidade. A importância da combinação de diferentes critérios (análise integrada multi-critério; Cruz *et al.* 2004; Kaehler 2011) na priorização de áreas para conservação foi demonstrada com as simulações de cenários de alta conectividade (simulações *Cabeceiras* e *Afogamento*), evidenciando que uma análise isolada de conectividade pode apresentar contradições que só se revelam sob outros critérios de conservação.

Até o momento, percebemos que conseguimos identificar os segmentos mais sensíveis de uma rede dendrítica de hábitat em relação à conectividade. Dessa forma, é possível recomendar evitar o licenciamento de barragens nessas regiões, evitando a fragmentação em posições críticas que podem interromper a história de vida das espécies migradoras. Da mesma forma, conseguimos estabelecer uma ordem de prioridades para conservação de segmentos de bacias hidrográficas, baseada em um critério de conectividade de hábitat. Cote *et al.* (2009) estabeleceram as ferramentas para tanto, mas não trataram de planejamento e priorização de áreas da bacia para conservação. Uma lista de áreas prioritárias para conservação é de suma

importância no planejamento de uso de bacias hidrográficas, pois muitas vezes, por falta de conhecimento e maior pressão econômica, as áreas destinadas para conservação são aquelas que não têm prioridade de outros usos econômicos (Barletta *et al.* 2010). Assim, esse conhecimento é importante na disputa pelo uso dos recursos naturais.

6. REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- Agostinho, A. A., J. R. Borghetti, A. E. A. M. Vazzoler, and L. C. Gomes. 1994. Itaipu reservoir: impacts on the ichthyofauna and biological bases for its management. Pages 135-148 in UNITED NATIONS CENTRE FOR REGIONAL DEVELOPMENT, editor. Environmental and social dimensions of reservoir development and management in the La Plata River Basin. UNCRD, Nagoya.
- Agostinho, A. A. and L. C. Gomes. 2001. Eficiência de Escadas de Peixes Sobre a construção de uma escada de peixes na barragem da UHE de Passo do Meio – Rio das Antas, RS. Technical report, Maringá.
- Agostinho, A. A., F. M. Pelicice, and L. C. Gomes. 2008. Dams and the fish fauna of the Neotropical region: impacts and management related to diversity and fisheries. *Brazilian Journal of Biology* 68:1119-1132.
- Agostinho, A. A., S. M. Thomaz, and L. C. Gomes. 2005. Conservação da biodiversidade em águas continentais do Brasil Megadiversidade 1:70-78.
- Alves, T. P. and N. F. Fontoura. 2009. Statistical distribution models for migratory fish in Jacui basin, South Brazil. *Neotropical Ichthyology* 7:647-658.
- Barletta, M., A. J. Jaureguizar, C. Baigun, N. F. Fontoura, A. A. Agostinho, V. M. F. Almeida-Val, A. L. Val, R. A. Torres, L. F. Jimenes-Segura, T. Giarrizzo, N. N. Fabre, V. S. Batista, C. Lasso, D. C. Taphorn, M. F. Costa, P. T. Chaves, J. P. Vieira, and M. F. M. Correa. 2010. Fish and aquatic habitat conservation in South America: a continental overview with emphasis on neotropical systems. *Journal of Fish Biology* 76:2118-2176.
- Becker, F. and D. Guadagnin. 2001. Análise dos impactos regionais potenciais dos múltiplos barramentos de rios na bacia do Taquari-Antas sobre a biodiversidade e orientações para o processo de licenciamento. Secretaria Estadual do Meio Ambiente do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Cote, D., D. G. Kehler, C. Bourne, and Y. F. Wiersma. 2009. A new measure of longitudinal connectivity for stream networks. *Landscape Ecology* 24:101-113.
- Crooks, K. R. and M. Sanjayan. 2006. Connectivity conservation: maintaining connections for nature. Page 1 in K. R. S. Crooks, M., editor. *Connectivity Conservation*. Cambridge University Press, New York.
- Cruz, R. C., F. Vilella, A. Schwarzbald, N. Machado, N. Lopes, A. S. Cunha, W. Bruschi Jr, R. Balbuena, and P. L. Oliveira. 2004. Métodos. Pages 29-65 in A. SCHWARZBOLD, editor. *Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamento de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias dos rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Uruguai - RS*. FEPAM, Porto Alegre.
- Erös, T., D. Schmera, and R. S. Schick. 2011. Network thinking in riverscape conservation - A graph-based approach. *Biological Conservation* 144:184-192.
- Fagan, W. F. 2002. Connectivity, fragmentation, and extinction risk in dendritic metapopulations. *Ecology* 83:3243-3249.
- Ferrer, J. and L. R. Malabarba. 2011. A new *Trichomycterus* lacking pelvic fins and pelvic girdle with a very restricted range in Southern Brazil (Siluriformes: Trichomycteridae). *Zootaxa*:59-67.
- Guimarães, T. 2009. Conectividade e padrões de riqueza e diversidade de espécies de peixes nas lagoas do litoral norte do Rio Grande do Sul, Brasil Trabalho de Conclusão. Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.
- Hasenack, H. and E. Weber. 2006. Base Cartográfica Digital do Rio Grande do Sul - escala 1:250000 Centro de Ecologia, UFRGS, Porto Alegre.

- Herbert, M. E., P. B. McIntyre, P. J. Doran, J. D. Allan, and R. Abell. 2010. Terrestrial Reserve Networks Do Not Adequately Represent Aquatic Ecosystems. *Conservation Biology* **24**:1002-1011.
- Kaehler, T. G. 2011. Proposta de Zoneamento da Bacia Hidrográfica do Rio Jacuí com Vistas ao Licenciamento de Barramentos e Conservação de Estoques de Peixes Migradores. Dissertação de Mestrado. Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul. Porto Alegre.
- Luz-Agostinho, K., J. Latini, F. Abujanra, L. Gomes, and A. Agostinho. 2010. A ictiofauna do Rio das Antas: distribuição e binomia das espécies. *Clichetec*, Maringá.
- Malabarba, L. R., C. B. Fialho, J. Anza, J. Santos, and G. Mendes. 2009. Peixes. in I. Boldrini, editor. *Biodiversidade dos Campos do Planalto das Araucárias*. MMA, Brasília.
- Margules, C. R. and R. L. Pressey. 2000. Systematic conservation planning. *Nature* **405**:243-253.
- Moilanen, A., J. Leathwick, and J. Elith. 2008. A method for spatial freshwater conservation prioritization. *Freshwater Biology* **53**:577-592.
- Pascual-Hortal, L. and S. Saura. 2006. Comparison and development of new graph-based landscape connectivity indices: towards the prioritization of habitat patches and corridors for conservation. *Landscape Ecology* **21**:959-967.
- Primack, R. and E. Rodrigues. 2001 *Biologia da Conservação*. Planta, Londrina
- R Development Core Team. 2007. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reis, R., Z. Lucena, C. Lucena, and L. Malabarba. 2003. Peixes. Pages 117-146 in C. Fontana, G. Bencke, and R. Reis, editors. *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*. Edipucrs, Porto Alegre.
- Saura, S. and L. Pascual-Hortal. 2007. Conefor Sensinode 2.2 User's Manual: Software for quantifying the importance of habitat patches for maintaining landscape connectivity through graphs and habitat availability indices. University of Lleida, Spain.
- Schwarzbold, A. 2004. Análise de fragilidades ambientais e da viabilidade de licenciamento de aproveitamentos hidrelétricos das bacias hidrográficas dos rios Ijuí e Butuí-Piratinin-Icamaquã: região hidrográfica do Rio Uruguai - RS. 1 edition. FEPAM, Porto Alegre.
- Townsend, C. R. and A. G. Hildrew. 1994. SPECIES TRAITS IN RELATION TO A HABITAT TEMPLET FOR RIVER SYSTEMS. *Freshwater Biology* **31**:265-275.
- WCD (World Commission on Dams). 2000. *Barragens e Desenvolvimento: um Novo Modelo para a Tomada de Decisões*. Relatório da Comissão Mundial de Barragens – Um Sumário. 28 p.
- Wiens, J. A. 2002. Riverine landscapes: taking landscape ecology into the water. *Freshwater Biology* **47**:501-515.

Apêndice 1: Protocolo para geração das tabelas de dados necessárias à computação do DCI a partir de representações de redes dendríticas com múltiplas barreiras em SIG.

Pré-processamento:

- 1) gere um *shapefile* de hidrografia de linha simples
(usamos ESRI ArcGIS com Arc Hydro Tools; Sistema UTM, datum SAD69, unidade metros);
- 2) gere um *shapefile* de pontos com os barramentos
(usamos ESRI ArcView; Sistema UTM, datum SAD69, unidade metros);
- 3) faça uma operação de snap, deslocando os pontos exatamente para cima das linhas da hidrografia, sobre o nodo mais próximo
(usamos ESRI ArcView: *P/PL Tools: Snap Points 2 Polylines*);
- 4) faça uma segmentação das linhas nos pontos
(usamos ESRI ArcView: *P/PL Tools: Split Polylines At Points*).

Segmentos (length.csv)

- 1) abra a tabela da hidrografia;
- 2) crie um campo Section_id (inteiro) na tabela;
- 3) selecione cada seção (entre barragens, usamos ESRI ArcView), partindo da mais a jusante = 1 e coloque o número no campo Section_id, (usamos a calculadora no ESRI ArcView);
- 4) aplique *Dissolve* a cada segmento, com base no campo Section_id
(usamos ESRI ArcView: *GeoProcessing Wizard*);
- 5) calcule o comprimento de todos os arcos, armazene em um campo Length;
- 6) apague os campos inúteis;
- 7) exporte a tabela como length.csv e confira o formato com o do manual do código DCI.

Barreiras (passabilidades - barrier.csv):

- 1) abra a tabela de pontos e adicione o campo nat_barrier com valores F ou T;
- 2) usamos ESRI ArcView: *C-Theme Tools -> Spatial Analysis Tools -> Proximity table*:
tabela Pontos (campo Nome) e tabela Linhas (campo Sec_ID), limite de 1 Milha;
- 3) adicione os campos transponibilidade (Pass: Número, 6 casas) e Barreira Natural(nat_barrier: String, 1) à tabela gerada;
- 4) preencha os valores de Pass e nat_barrier;
- 5) exporte a tabela como barrier.csv ;
- 6) troque o campo "Nome" por "Bar_ID" e troque as posições: Pass, Bar_ID, Seg_ID e nat_barrier;
- 7) confira e ajuste o formato da tabela com a especificação do manual do código DCI.

Matriz de Segmentos (segment_matrix.csv):

- 1) crie uma cópia do shape de linhas:
(usamos ESRI ArcView: *Theme -> Convert to Shapefile*, salve como linhasB);
- 2) usamos ESRI ArcView: *C-Theme Tools -> Spatial Analysis Tools -> Proximity table*:
tabela linhas (campo Seg_ID) e tabela linhasB (campo Seg_ID), limite de 1 Milha;
- 3) confira a tabela gerada;
- 4) exporte como segment_matrix.csv
- 5) abra com uma planilha eletrônica e troque o nome do segundo campo para Seg.
- 6) confira e ajuste o formato da tabela com a especificação do manual do código DCI.

Apêndice 2: Descrição dos cenários propostos por Becker & Guadagnin (2001).

Os oito cenários foram organizados em dois grupos: Grupo 1, cenários I a IV (barragens na calha principal do Taquari-Antas questionadas) e Grupo 2, cenários V a VIII (barragens nos tributários de encosta questionadas), conforme o que segue:

Cenário	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII
Barragem								
ANT01	N	N	N	N	N	N	N	N
ANT02	S	S	S	S	S	S	S	S
ANT03	N	S	S	S	S	S	S	S
ANT04	S	N	S	S	S	S	S	S
ANT05	S	N	S	N	S	S	S	S
ANT06	S	S	N	N	S	S	S	S
ANT07	N	N	N	N	S	S	S	S
ANT08	N	N	N	N	S	S	S	S
ANT09	N	N	N	N	S	S	S	S
ANT11	S	S	S	S	S	S	S	S
ANT12	N	N	N	N	S	S	S	S
GUA01	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA02	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA03	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA04	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA06	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA07	S	S	S	S	N	S	N	S
GUA08	S	S	S	S	S	S	S	S
CAR01	S	S	S	S	S	N	S	N
CAR02	S	S	S	S	S	N	S	N
CAR03	S	S	S	S	S	N	S	N
CAR04	S	S	S	S	S	N	S	N
CAR05	S	S	S	S	S	N	S	N
CAR06	S	S	S	S	S	N	S	N
PRA01	N	S	N	N	S	S	N	N
PRA02	N	N	N	N	S	S	N	N
TUR01	S	S	S	S	S	S	N	N
TUR04	S	S	S	S	S	S	N	N
ITM01	S	S	S	S	S	S	N	N
STO01	S	S	N	N	S	S	S	S

Cenário I: confluência Antas/Turvo-Prata preservada para rota de migração; alto Antas comprometido.

Cenário II: longo trecho livre no alto Antas.

Cenário III: Rio São Tomé preservado, longo trecho livre mais a montante.

Cenário IV: aumenta trecho livre do cenário III, favorecendo região de planalto.

Cenário V: Rio Guaporé preservado.

Cenário VI: Rio Carreiro preservado.

Cenário VII: acrescenta parte preservada dos rios Turvo/Prata/Ituim ao Cenário V.

Cenário VIII: acrescenta parte preservada dos rios Turvo/Prata/Ituim ao Cenário VI.