

ÁGUA: BIODIVERSIDADE E FRAGMENTAÇÃO DOS RIOS REFLEXÕES PARA O RIO GRANDE DO SUL

RAFAEL CABRAL CRUZ*

Neste artigo, são revistas teorias sobre ecologia de rios com ênfase no papel da biodiversidade, indicadora do estado de conservação, estabilidade, funções como sistema de prestação de serviços de suporte à vida e sobre as ameaças que destroem sua capacidade de persistir no tempo. São avaliadas as tendências de evolução das principais ameaças sobre os rios e discutidas as realidades institucionais e seus instrumentos de gestão, com ênfase do Rio Grande do Sul. O estudo indica a necessidade de mudanças na organização institucional da área ambiental e sugere a unificação das legislações referentes ao uso da terra e das águas, com vistas ao gerenciamento ambiental integrado de bacias hidrográficas, único instrumento que pode salvar os rios da tendência crescente de geração de energia e de água para irrigação.

* Professor do Curso de Engenharia Ambiental do Centro Universitário Franciscano (UNIFRA).

INTRODUÇÃO

A vida surgiu na água. De acordo com Futuyama (1992), as evidências mais antigas, referentes à origem da vida, estão representadas por registros fósseis de Cyanobactérias (também conhecidas como algas ou bactérias azuis-esverdeadas) em rochas da África do Sul, que são datadas entre 3,4 e 3,1 bilhões de anos atrás. As águas doces presentes em rios, lagos, solo e águas subterrâneas ocupam uma proporção muito pequena da quantidade total de água existente na hidrosfera: cerca de 0,62%. Dessas, metade está em profundidade superior a 800 metros, ou seja, águas subterrâneas de difícil acesso para o ser humano (ESTEVES, 1988). Apesar dessa proporção tão pequena de água no Planeta, os rios representam um recurso fundamental no desenvolvimento da humanidade. Entre as civilizações em que os rios tiveram papel central, encontram-se a Mesopotâmica (rios Tigre e Eufrates), a Egípcia (rio Nilo) e a Chinesa (rio Amarelo), entre outras (POSTEL; RICHTER, 2003). A ancestralidade dos rios está manifestada na cultura de forma muito marcante, sendo atribuídos significados referentes à pureza (rituais de banhos e batismo), renovação e retorno.

Postel e Richter (2003) identificaram os seguintes serviços de suporte para a vida, prestados pelos rios e seus ecossistemas associados: fornecimento de água, de alimentos, purificação da água e tratamento de efluentes, mitigação de enchentes e secas, fornecimento de habitats, manutenção da fertilidade do solo, transporte de nutrientes, manutenção de gradientes de salinidade em regiões costeiras, fonte de beleza e inspiração para a cultura humana, oportunidades recreacionais e conservação da biodiversidade.

Serviram, como fonte de água para dessedentação, habitat de recursos pesqueiros, meio de locomoção e conexão entre lugares distantes (navegação fluvial), local de descarte de resíduos, entre outros usos.

Do ponto de vista hidrológico, como compartimento de transporte no ciclo das águas, este pequeno percentual expressa, por um lado, a fragilidade do sistema. No entanto, esta pequena proporção, do ponto de vista dinâmico, esconde os grandes fluxos que circulam nos rios que, ao longo do tempo, conectam os diversos compartimentos do ciclo hidrológico.

Como agentes transformadores da superfície da terra, os rios cumprem grande função como escultores da paisagem, participando ativamente nos processos de erosão, transporte e deposição que, ao longo dos tempos geológicos, vão transformando montanhas e vales, criando uma grande diversidade de feições que sintetizam a interação entre clima, biota, solos e embasamento geológico (SUGUIO; BIGARELLA, 1990).

Mas os rios não serpenteiam nas paisagens de forma aleatória. Rios são parte de um sistema auto-organizativo, criando e, ao mesmo tempo sendo criados, transformando e sendo transformados de forma sincrônica com a evolução da bacia hidrográfica. Essa característica, no sentido de Morin (1999), expressa uma propriedade fundamental dos sistemas complexos que são sistemas de não-equilíbrio, em permanente processo de adaptação (KAUFFMAN, 1995). Desse modo, não faz sentido falar em equilíbrio nos rios.

No entanto, rios persistem e, mesmo modificando e sendo modificados, mantêm sua identidade, como as pessoas, desde a célula ovo até a velhice modificam permanentemente seu corpo, mas constroem uma identidade única. Movimento e mudança dependem do desequilíbrio entre o sistema e seu entorno. Essa propriedade de persistir, mantendo sua identidade, mesmo com a mudança, é estudada através da categoria “estabilidade”. Estável é o que persiste, mesmo que mudando permanentemente.

Existem dois componentes fundamentais da estabilidade: a resistência e a resiliência (ODUM, 1988). Um sistema é resistente a uma perturbação externa se ele não responde à degradação ou mudança ao estímulo, ele tem capacidade de absorver o impacto sem mudança de estado. Um sistema é resiliente se ele responde a uma perturbação com mudanças perceptíveis do seu estado, mas possui capacidade de retornar a um estado estável próximo ao inicial (mesmo que diferente), como nos processos de regeneração.

Para se estudar a estabilidade, busca-se identificar, na dinâmica do sistema, se suas variáveis de estado (variáveis indicadoras) mantêm-se com pouca flutuação ao longo do tempo (típico comportamento de sistema resistente), com muita flutuação, mas com uma faixa característica que atrai o comportamento do sistema (característica de sistema resiliente) ou se apresenta muita flutuação sem nenhum atrator (característico de sistemas sem estabilidade e condenados à extinção) (BEGON; HARPER; TOWNSEND, 1996).

Muitas vezes, o grande problema do profissional é selecionar adequadamente as variáveis que são boas indicadoras do estado do sistema (CRUZ; PEREIRA FILHO, 2005). Assim, o conceito de sustentabilidade está diretamente relacionado ao conceito de estabilidade. Somente é sustentável o sistema que persiste no tempo, garantindo a permanência dos serviços de suporte da vida para as gerações futuras.

Esse é o escopo da reflexão desenvolvida neste artigo, que objetiva discutir o papel da biodiversidade como indicadora da sustentabilidade do uso dos ecossistemas lóticos, na busca de linhas mestras que orientem a construção de políticas públicas para a conservação da biodiversidade dos rios.

PERTURBAÇÕES, BIODIVERSIDADE E EXTINÇÃO

O conjunto de perturbações naturais e/ou antrópicas condicionam a estabilidade do sistema. Dependendo da sinergia entre os agentes de perturbação dos rios, da frequência e intensidade das mesmas, o rio responderá com resistência, resiliência ou será um rio degradado, com perda de sua identidade e de sua capacidade de manter o conjunto de serviços prestados para a manutenção das condições de vida.

Entre as perturbações que têm potencialidade de conduzir os rios à sua degradação, Postel e Richter (2003) identificam as seguintes: construção de barragens, diques e canais, derivação excessiva de água, drenagem de áreas úmidas, desmatamento, uso inadequado dos solos, poluição descontrolada, exploração de recursos, introdução de espécies exóticas, liberação de metais e de poluentes formadores de ácidos para o ar e a água, emissões de poluentes do ar com efeitos sobre o clima e crescimento populacional e do consumo.

A combinação dos efeitos das várias fontes de perturbação para o sistema é complexa e suas conseqüências dependem da história adaptativa de cada sistema, do regime de perturbações que construiu ao longo do tempo, sua estabilidade (baseada em estratégias de resistência ou resiliência) e mudança na intensidade e frequência determinadas pela ação antrópica nos ritmos dos processos ecológicos.

Nesse sentido, a estabilidade é uma propriedade emergente da auto-organização do sistema do rio. Dessa forma, as melhores variáveis para medir a estabilidade do sistema devem ser buscadas entre aquelas que descrevem o estado de outras propriedades emergentes, como, por exemplo, o grau de autotrofia do sistema ou a sua biodiversidade. Vários são os condicionantes da diversidade de espécies nas águas doces. A diversidade biológica é um indicador do estado de auto-organização da biota diante do conjunto de perturbações às quais está submetida, assim como da diversidade de *habitats* oferecidos pelo ambiente e o tempo ocorrido desde o início da colonização deste ambiente (KREBS, 2001).

De acordo com a Convenção sobre Diversidade Biológica, Decreto Legislativo 2-94, artigo 2º, “a biodiversidade é a variabilidade de organismos vivos de todas as origens, compreendendo, dentre outros, os ecossistemas terrestres, marinhos e outros ecossistemas aquáticos e os complexos ecológicos de que fazem parte, compreendendo ainda a diversidade dentro de espécies, entre espécies e de ecossistemas” (BRASIL, 1998).

De acordo com Wilson (1997), estima-se que existam entre 5 e 30 milhões de espécies no Planeta Terra, sendo que cerca de 1,7 milhões já foram descritas

(FONTANA et al., 2003). A Tabela 1 apresenta a distribuição das espécies conhecidas por grupo taxonômico, de acordo com revisão de Wilson (1997).

REINO	NÚMERO DE ESPÉCIES DESCRITAS
<i>VIRUS</i>	1.000
<i>MONERA</i>	4.760
<i>FUNGI</i>	46.983
<i>ALGAE</i>	26.900
<i>PLANTAE</i>	248.428
<i>PROTOZOA</i>	30.800
<i>ANIMALIA</i>	1.033.614
TOTAL	1.392.485

Tabela 1. Espécies descritas no Planeta Terra por grupo taxonômico, de acordo com Wilson (1997).

De acordo com Lewinsohn e Prado (apud MMA, 2002), o Brasil é o principal entre os países que possuem megadiversidade, possuindo entre 15 a 20% das espécies descritas do Planeta. Estima-se que o Brasil possua “a flora mais rica do mundo, com cerca de 55 mil espécies de plantas superiores (aproximadamente 22% do total mundial); 524 espécies de mamíferos, 1.677 de aves, 517 de anfíbios e 2.657 de peixes” (MMA, 2002). As águas doces, dada a grande diversidade de *habitats* que produz na interação entre o substrato sólido, a biota e o clima apresentam um grande número de espécies. Rocha (2003) revisou a biota brasileira de águas doces. A Tabela 2 sintetiza o seu relatório.

Considerando-se a média brasileira situada entre 15 e 20% da biodiversidade mundial, verifica-se que o conhecimento de fungos, algas e invertebrados de águas doces está muito aquém da média estimada. De acordo com Rocha (2003), estima-se que somente 30% da biodiversidade de águas doces brasileiras é conhecida.

Grupo Taxonômico	BRASIL	PLANETA TERRA	PERCENTUAL
Fungos	414	2.331	17,8%
Algas	Pelo menos 1.189	13.500	Pelo menos 8,8%
Invertebrados	Pelo menos 3.134	Pelo menos 152.516	Cerca de 2%

Tabela 2. Número de espécies, excluídos os vertebrados, de água doce no Brasil e no Planeta, de acordo com Rocha (2003).

Apesar do pouco conhecimento sobre a biodiversidade, pois se estima que somente se conhecem entre 5 e 26% das espécies do mundo (de acordo com a estimativa de Wilson, 1997), perde-se uma quantidade muito grande de espécies através dos processos de extinção. De acordo com Wilson (1997), a perda estimada por extinção nas florestas tropicais alcança cerca de 17.000 espécies por ano. O mesmo autor avalia que, para todo o Planeta, uma em cada 1.000 espécies existentes é extinta por ano. Essa taxa é 1.000 e 10.000 vezes mais rápida que as grandes extinções em massa ocorridas no Paleozóico e Mesozóico. De fato, de acordo com Fontana et al. (2003), faz 8.000 anos que não é registrada uma extinção causada por causas não antropogênicas.

Segundo Fontana et al. (2003), as causas desta taxa acelerada de extinção podem ser: destruição do habitat; descaracterização do habitat; caça ilegal e pesca predatória; efeitos de poluentes; introdução de espécies exóticas; comércio ilegal; interações com a pesca comercial; coleta predatória; agentes patogênicos e hibridação. Na Tabela 3, são apresentados os números de espécies ameaçadas da fauna do Estado do Rio Grande do Sul por tipo de ameaça (FONTANA et al., 2003). Observa-se que somente as duas últimas ameaças (destruição e degradação dos habitats) contribuem para o risco de 63,7% dos animais ameaçados de extinção do Estado do Rio Grande do Sul. Quando se acrescentam as alterações de habitats provocadas por queimadas, lançamento de poluentes e barragens, chega-se a 74,1% das espécies ameaçadas.

Esses dados demonstram que o manejo de *habitats* é o campo de atuação mais efetivo para a conservação da biodiversidade gaúcha.

Como as águas correntes são integradoras dos efeitos de tudo o que acontece na bacia hidrográfica, com concentração resultante da mudança na dimensionalidade entre o conjunto de vertentes (dimensão com valor fractal entre dois e três) e da rede hidrográfica (dimensão fractal entre um e dois) (MANDELROT, 1983), espera-se que a maior parte das ameaças acabem causando impactos sobre a biota de água doce. Essa tese é sustentada pelo elevado número de espécies da fauna ameaçadas de extinção e relacionadas obrigatoriamente com água doce em pelo menos uma parte do ciclo biológico, como apresentado na Tabela 4. Observa-se que a contribuição de quase 29% de espécies vinculadas às águas doces representa um valor consistente com este papel integrador de efeitos, uma vez que esses ecossistemas de água doce contribuem com cerca de 7,69% da área do Estado do Rio Grande do Sul (SEMA, 2002). Considerando-se que a maior parte dessa superfície está representada no complexo de lagoas costeiras e reservatórios de barragens, verifica-se que os efeitos realmente são potencializados nos sistemas lóticos.

RAFAEL CABRAL CRUZ

TIPO DE AMEAÇA	Nº DE ESPÉCIES	PERCENTUAL SOBRE O TOTAL
AGENTES PATOGÊNICOS	5	1,2%
COLETA PREDATÓRIA	5	1,2%
ATROPELAMENTOS	6	1,5%
INTERAÇÕES COM A PESCA COMERCIAL	7	1,7%
EFEITOS DE BARRAGENS	8	2,0%
QUEIMADAS	8	2,0%
COMÉRCIO ILEGAL	15	3,7%
INTRODUÇÃO DE ESPÉCIES EXÓTICAS	23	5,6%
EFEITOS DE POLUENTES	26	6,4%
CAÇA E PESCA PREDATÓRIA	45	11,0%
DEGRADAÇÃO DO HABITAT	86	21,1%
DESTRUIÇÃO DO HABITAT	174	42,6%
TOTAL	408	100,0%

Tabela 3. Número de espécies ameaçadas do Estado do Rio Grande do Sul por tipo de ameaça, segundo Fontana et al. (2003).

ÁGUA: BIODIVERSIDADE E FRAGMENTAÇÃO DOS RIOS
REFLEXÕES PARA O RIO GRANDE DO SUL

Grupo Zoológico	Total Espécies Ameaçadas	Espécies Relacionadas Com Água Doce (Número)	Relacionadas Com Água Doce (Percentual)
Esponjas	3	3	100%
Moluscos	7	5	71%
Insetos	18	0	0%
Peixes	28	23	82%
Anfíbios	10	10	100%
Répteis	17	2	12%
Aves	128	21	16%
Mamíferos	33	6	18%
Total	244	70	28,7%

Tabela 4. Número de espécies da fauna ameaçada de extinção no Estado do Rio Grande do Sul, relacionado obrigatoriamente com água doce, em pelo menos uma parte do ciclo biológico (adaptado de FONTANA et al., 2003).

Entre as espécies de peixes, encontram-se 11 espécies de peixes anuais e 4 espécies de grandes migradores (o dourado, a brancanjuva e duas espécies de surubins). Os peixes anuais foram incluídos em função da grande perda de *habitats* representada pela drenagem de áreas ribeirinhas para uso da cultura irrigada do arroz e para a pecuária e alteração do regime dos pulsos hidrológicos dos rios. Os grandes peixes migradores, entre outras causas, são ameaçados pela fragmentação dos rios, que reduz os trechos contínuos de rios livres de barramentos, cujas condições de fluxo são necessárias para a piracema.

FRAGMENTAÇÃO E DEGRADAÇÃO DOS RIOS E ÁREAS RIBEIRINHAS

Como foi definido na Convenção da Biodiversidade (BRASIL, 1998), a riqueza de ecossistemas compõe o conjunto da biodiversidade. A auto-organização dos sistemas tende a produzir um enriquecimento de padrões e estruturas que acabam se manifestando em uma diversidade de feições que são descritas em termos de heterogeneidade espacial e temporal (FORMAN; GODRON, 1986; TURNER, GARDNER; O'NEILL, 2001; NAVEH; LIEBERMAN, 2001).

Embora o conceito operacional de ecossistema, com as noções de produção, consumo e decomposição conectadas pelo fluxo de energia e ciclagem de materiais, tenha surgido em 1941 (LINDEMAN, 1942), a percepção da separação espacial de funções dos rios, inicialmente como heterogeneidade longitudinal, surgiu em 1976 com Fittkau (apud SCHÄFER, 1984), que definiu os rios como seqüências de ecossistemas: Crenal (região de fontes), Ritral (região de arroios) e Potamal (região de rio), além de uma proposta de zoneamento, apresentou uma separação espacial das funções de produção, consumo e decomposição. O estudo da heterogeneidade longitudinal somente consolidou-se com a hipótese do rio contínuo (VANOTTE et al., 1980). A teoria estabelece uma série de previsões relativas à distribuição da relação entre produção e respiração, largura do canal, qualidade e quantidade relativa de grupos funcionais de organismos aquáticos em relação à ordem do rio.

Bretschko (1995), reconhecendo as limitações da hipótese do rio contínuo (a zonação longitudinal prevista raramente é vista na natureza e a falta de uma cobertura adequada para a hidráulica dos rios), propôs a incorporação da dinâmica de manchas, oriunda da Ecologia de Paisagens, para uma atualização da hipótese do rio contínuo. A proposta foi caracterizar as diferentes zonas do rio em função da distribuição relativa de manchas de habitats que apresentavam as características de cada trecho original da hipótese do rio contínuo. Os padrões associados ao estresse hidráulico e seus efeitos no tempo de existência das manchas incorporariam, assim, uma estrutura explicativa para a heterogeneidade de *habitats* nos rios, ou seja, o rio se comportaria como um contínuo na escala do rio inteiro e como um descontínuo na escala de cada trecho. Incorpora-se à heterogeneidade transversal e à noção de hierarquia de escalas.

A noção de heterogeneidade temporal incorporou-se através dos estudos de Junk et al., (1989), Neiff (1990), Poff et al. (1997) e Junk et al. (2004). Esses estudos buscaram a ligação entre o regime de pulsos hidrológicos dos rios e seu papel de principal função de força dos sistemas lóticos e ribeirinhos. Cruz (2005) demonstrou que o regime de pulsos hidrológicos contém componentes periódicos e aleatórios distribuídos de forma diferente ao longo da planície de inundação. Os componentes periódicos, previsíveis, estariam mais associados às cotas mais próximas da calha do rio, estando ligadas a processos relacionados à adaptação dos organismos, enquanto que os componentes aleatórios estariam mais associados aos pontos mais raramente inundados, mais distantes da calha e imprevisíveis, estando associados aos processos de sucessão das comunidades.

Desse modo, a heterogeneidade temporal, expressa no hidrograma, controla a heterogeneidade espacial dos rios, tanto no sentido longitudinal como no transversal. Essa noção levou à formulação, por Benda et al. (2004), da hipótese da dinâmica de rede, que sustenta as previsões mostradas no Quadro 1.

Essas teorias permitem a construção de um esquema conceitual para o manejo da biodiversidade de rios em situação de carência ou ausência de dados sobre a composição específica das comunidades que vivem nos rios e seus ecossistemas associados.

Quase 30% das espécies ameaçadas do Rio Grande do Sul estão associadas aos ecossistemas de águas doces. No entanto, a regra é a carência de dados na maioria dos rios e arroios do território gaúcho. A ausência de número adequado de profissionais para inventariar a biodiversidade, bem como a necessidade de serem fundamentadas ações de conservação efetivas, sustentam a construção de uma política emergencial de conservação na escala de comunidades ou de ecossistemas. Na prática, trata-se de manejo de *habitats*, com base naquelas variáveis que permitem um monitoramento das heterogeneidades temporal e espacial.

Para atender à heterogeneidade temporal, pode-se empregar o conceito de regime natural de vazões (POFF et al., 1997). O conceito prevê que, mantidas as condições de pulsos hidrológicos naturais do rio, os diversos componentes presentes na heterogeneidade temporal e espacial do rio serão funcionalmente atendidos, assumindo-se que os processos de adaptação e sucessão tendem a construir um estado de metaestabilidade, combinando resistência e resiliência. Desse modo, a biota presente no local estaria permanentemente sendo selecionada. Mantendo-se as condições naturais de pulsos, estariam garantidas as condições para manutenção da biodiversidade no trecho de rio.

Quando é possível reconstruir o regime do rio no seu mais alto grau de naturalidade, pode-se utilizar a descrição do regime de pulsos hidrológicos deste trecho como indicador das condições de flutuação de vazões que devem ser mantidas ou reconstruídas artificialmente em outros trechos.

No entanto, em especial na realidade rio-grandense (um dos estados com maior diversidade paisagística do Brasil), muito pouco se conhece da hidrologia de nossos rios, em especial nos rios de pequena ordem, onde se espera que haja uma maior pressão seletiva e uma maior diversidade de *habitats*. Dado o alto grau de alteração das bacias hidrográficas pela agricultura por muitas décadas, a biota dos rios já não apresenta testemunho de tipos funcionais de organismos adaptados ao regime natural de vazões para que se possa utilizá-

los para propor uma recomendação de regime ecológico de vazão. Também não se conhecem suficientemente as comunidades para que se proponham métodos de regionalização que possam ser ajustados para realidades de carência ou ausência de dados referentes à biota dos rios e seus ecossistemas associados. Nesse caso, a abordagem do marco zero, adotada pelos hidrólogos (SILVEIRA et al., 1998), pode ser aplicada.

Considera-se que a biota atual está ajustada ao hidrograma atual, ou seja, parte-se do pressuposto de que não existem retardos temporais significativos na resposta da biota às perturbações do regime hidrológico provocadas pelas atividades antrópicas na bacia hidrográfica. Essa abordagem permite aplicar o princípio de que os novos usos na bacia hidrográfica não causem perdas de espécies em relação ao atual *status* de conservação do rio.

Quadro 1. Previsões da hipótese da dinâmica de rede, segundo Benda et al. (2004).

PREVISÕES RELACIONADAS À ESTRUTURA DA REDE:

- A probabilidade dos efeitos da confluência aumenta com a razão de tamanho do tributário em relação ao trecho principal.
- Bacias de drenagem em forma de coração e de pêra, contendo drenagens dendríticas, favorecem o crescimento do tamanho dos tributários à jusante e, portanto, o aumento dos efeitos de confluência rio abaixo, quando comparadas com bacias retangulares, contendo drenagens em grade ou paralelas, que não apresentam este padrão.
- A distância de separação entre junções geomorfologicamente significantes aumenta à jusante com crescente tamanho da bacia, principalmente em redes dendríticas.
- Com o aumento do tamanho da bacia, aumentam o comprimento do canal e a área afetada por modificações geomorfológicas do vale e dos canais relacionadas com confluências individuais.
- Tributários espaçados muito proximamente renderão segmentos de vale de mais alta heterogeneidade física, comparados a segmentos de vale que não os contêm.
- Bacias com maiores densidades de drenagem e de confluências terão um mais alto grau de heterogeneidade geomorfológica. Correspondentemente, bacias de alta rugosidade topográfica, em parte relacionadas com a densidade de drenagem, deverão conter um mais alto grau de heterogeneidade do rio.

Previsões relacionadas à dinâmica ou perturbações da bacia hidrográfica:

- Bacias com suprimentos e transporte de sedimentos mais localizados serão caracterizados por maiores efeitos de confluência.
- Perturbações no canal (como cheias, e suprimento acelerado de sedimentos e madeira) terão maior frequência e magnitude próxima e imediatamente à jusante das confluências, resultando em maior heterogeneidade física, incluindo a distribuição de idade das feições geomorfológicas fluviais.
- Perturbações no canal serão potencializadas imediatamente à montante de confluências geomorfológicamente significantes, resultando em maior heterogeneidade física, incluindo a distribuição de idade das feições geomorfológicas fluviais.
- Em bacias suficientemente grandes (cerca de 102 km²), a distribuição de idade das feições geomorfológicas fluviais (leques aluviais, terraços e planícies de inundação) serão desviadas para feições mais velhas em rios de cabeceiras e mais novas nas porções mais à jusante do rio.
- A heterogeneidade física (isto é, diversidade de formas e idades de canais, planícies de inundação, terraços e bloqueios) serão concentrados em certas partes da rede de drenagem.

A possibilidade de restaurar rios, diante desses quadros, depende de um processo de regionalização de fora, da fauna de rios e do conhecimento de suas dependências em relação aos componentes previsíveis e imprevisíveis dos hidrogramas, que não podem ser elaborados a curto prazo, embora seja extremamente necessário. Impõe-se, assim, a necessidade de não se perder mais do que já se perdeu. O instrumento que deve ser utilizado para esta tarefa, em primeiro momento, é a recomendação do regime ecológico de vazões, que pode ser implementado através do sistema de licenciamento ambiental e do instrumento da outorga do uso da água. No entanto, a restauração das condições de vazão dos rios e a recuperação de sua biodiversidade dependem do manejo de toda a bacia hidrográfica, dada a característica integradora e concentradora dos rios. Isso exigiria uma unificação do processo de planejamento do uso dos recursos hídricos e da terra em escala de bacia hidrográfica, processo que ainda não está suficientemente garantido no desenho institucional brasileiro e gaúcho e na legislação.

A heterogeneidade espacial, tanto em termos de seus componentes transversais como longitudinais, deve ser vista em termos da sua hierarquia de escalas. Na escala de bacia hidrográfica não se espera que os efeitos de

escala sejam linearmente distribuídos como previsto na hipótese do rio contínuo. A propagação dos efeitos é não-linear, como previsto na hipótese da dinâmica de rede. Como mostrado no Quadro 1, a dinâmica de redes faz previsões com base em características morfológicas da rede, como distância entre confluências significativas, ângulo da confluências, diferença de área entre as bacias de contribuição dos trechos de rio que formam a confluência, entre outras. O rompimento das relações de conectividade da rede acabam se propagando pela mesma, comprometendo a funcionalidade do rio. Este processo é chamado de fragmentação de rios.

O processo de fragmentação dos rios e seus ecossistemas associados pode se dar por vários processos: fragmentação física, pela qualidade da água, pela disponibilidade de *habitats* e pela ausência de ecossistemas associados na planície de inundação.

A fragmentação física se dá, em especial, pela presença de obras hidráulicas ao longo dos rios, principalmente as barragens. Estima-se que existam cerca de 45.000 represas com mais de quatro pavimentos de altura no Planeta, construídas a uma taxa de cerca de uma por hora, atingindo cerca de metade dos rios do Planeta (WORLD COMMISSION ON DAMS, 2000). A Figura 1 mostra a evolução da construção de barragens no mundo, excluída a China.

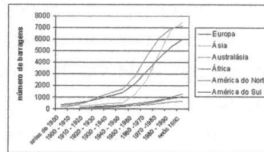


Figura 1. Número de grandes barragens no mundo, por continente, excluída a China (WORLD COMMISSION ON DAMS, 2000).

Construídas para atender principalmente as demandas de água para geração de energia elétrica e irrigação, não se espera que essas demandas diminuam ao longo do tempo. O crescimento da população e a crise do petróleo tenderão a manter a demanda por construção de barragens em alta. A fragilidade dos rios, dadas suas características de sistema de fluxo, já são naturalmente grandes. Com a fragmentação, sua fragilidade aumenta.

Os dados do inventário florestal do Rio Grande do Sul tem demonstrado que, após um longo período de perdas (de uma cobertura original de cerca de 40% de florestas para 5,62% em 1983), recuperou parte de sua área (17,53% em 2001) (SEMA, 2002). A possibilidade de se criarem unidades de conservação para proteger áreas florestais, associadas

à operacionalização do Código Florestal, contribuem para que se consiga melhorar os indicadores florestais do Estado.

No entanto, os indicadores para os rios não são os mesmos. Praticamente, existem inventários de recursos hídricos para fins de construção de barragens em todas as bacias hidrográficas do Estado, tanto para fins de geração de energia como para fins de irrigação, demandas que crescem com o desenvolvimento do Estado e com o crescimento da população. Também não existem categorias no Sistema Nacional de Unidades de Conservação que atendam às características de conservação de um rio, a não ser que seja incluída toda a bacia hidrográfica. Entretanto, dada a pressão pelo uso econômico da terra, esse tipo de Unidade de Conservação somente pode ser viabilizada através de categorias de uso direto, como as Áreas de Proteção Ambiental, cuja efetividade no controle dos impactos difusos e pontuais é restringida pela demanda social de uso da terra e pela cultura dominante, que remete a transformações a longo prazo, através da Educação Ambiental e do Gerenciamento Participativo da Unidade de Conservação.

Essa ausência de categorias próprias para rios dificulta a operacionalização das recomendações da Comissão Mundial de Barragens (WORLD COMMISSION ON DAMS, 2000) para controle dos impactos das barragens: manter em cada fisionomia rios livres de barragens, manter trechos mínimos de rios em condições lóaticas entre duas barragens, reflorestar as áreas ciliares, manter um regime ecológico de vazões, com base no paradigma do regime natural de vazões, proteger os remanescentes e restaurar áreas úmidas.

Dessas, o reflorestamento de matas ciliares e a proteção de áreas úmidas estão sendo gradualmente atendidas pela operacionalização do Código Florestal. O regime ecológico de vazões ainda carece de implementação, embora já existam metodologias desenvolvidas para realidade com carência ou ausência de dados (CRUZ, 2005). A implementação dos rios livres e de trechos livres entre barragens, embora já esteja sendo implementado pelo órgão ambiental do Estado (FEPAM, 2004), seus instrumentos estão limitados ao alcance do licenciamento ambiental das barragens, não cobrindo a sinergia dos efeitos das demais fontes de fragmentação de forma adequada. Entre estas estão o controle dos componentes do ciclo hidrológico que ocorrem nas vertentes da bacia hidrográfica e que afetam o regime de pulsos dos rios. Não se pode efetivar uma política de conservação da biodiversidade de rios sem manejar a bacia hidrográfica inteira. A longo prazo, torna-se necessária a unificação das legislações referentes ao uso da terra e das águas com as premissas da adoção da bacia hidrográfica como unidade de planejamento, não setorial,

mas integrado. Caso contrário, as demandas setoriais crescentes dos setores de geração de energia e agricultura irrigada tenderão a fragmentar e destruir o que resta dos rios, comprometendo a sua capacidade de manutenção da prestação de serviços de suporte à vida.

CONCLUSÕES

A partir das reflexões sobre a natureza dos rios e das ameaças que afetam a sua capacidade de manter os serviços que prestam para a sustentação da vida, pode-se concluir:

- rios são sistemas de fluxo, complexos, que funcionam com uma dinâmica de rede, o que se faz em um ponto do rio se propaga por toda a rede;
- dada a demanda crescente para geração de energia e irrigação, a tendência para fragmentação e degradação dos rios é crescente e deverá se manter nas próximas décadas;
- a biodiversidade dos rios gaúchos é muito pouco conhecida, embora a participação das espécies de água doce tenham uma contribuição desproporcionalmente maior em relação à área ocupada pelos sistemas lóticos;
- a implementação de programas de identificação de trechos e rios, livres de reflorestamento ciliar, conservação e restauração de áreas úmidas e reconhecimento de regimes de vazão ecológica, regionalizados para todo o Estado do Rio Grande do Sul é urgente;
- a médio e longo prazo, são necessários aperfeiçoamentos institucionais para fazer frente à demanda de gerenciamento ambiental integrado de bacias hidrográficas, unificando-se as legislações referentes ao uso da terra e uso das águas;
- devem-se criar categorias de unidades de conservação que possam ser adaptadas aos conceitos de trechos e rios livres de barramentos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BEGON, M.; HARPER, J. L.; TOWNSEND, C. R. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3. ed., Oxford: Blackwell Science, 1996. 1068 p.

BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, v. 54, n. 5, 2004. p 413-427.

BRASIL. Presidência da República. *Decreto Nº 2.519, de 16 de março de 1998*. Promulga a Convenção sobre Diversidade Biológica, assinada no Rio de Janeiro, em 05 de junho de 1992. Diário Oficial da União, 17/03/1998.

BRETSCHKO, G. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. *Hydrobiologia*, vol. 303, 1995. p. 83-91.

CRUZ, R. C. *Prescrição de Vazão Ecológica: Aspectos Conceituais e Técnicos para Bacias com Carência de Dados*. Porto Alegre: UFRGS, 2005, 135 p. Tese (Doutorado) Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2005.

_____; PEREIRA FILHO, W. Geoprocessamento e Planos de Informação. In: SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J. C. (Eds.) *Seleção Ambiental de Barragens: análise de favorabilidades ambientais em escala de bacia hidrográfica*. Santa Maria: Ed. UFSM/ABRH, 2005. p.57- 89.

ESTEVES, F. A. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro: Interciência, 1988. 575 p.

FEPAM. Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Roessler. *Análise de Fragilidades Ambientais e da Viabilidade de Licenciamentos de Aproveitamentos Hidrelétricos das Bacias Hidrográficas dos Rios Ijuí e Butuí-Piratinim-Icamaquã, Região Hidrográfica do Rio Uruguai – RS*. Porto Alegre: FEPAM/UFRGS, 2004. 140 p.

FONTANA, C. S.; BENCKE, G. A.; REIS, R. E. (Orgs.) *Livro Vermelho da Fauna Ameaçada de Extinção no Rio Grande do Sul*. Porto Alegre: EDIPUCRS, 2003. 632 p.

FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. *Landscape Ecology*. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.

FUTUYAMA, D. J. *Biologia Evolutiva*. 2. ed., Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética, 1992. 631 p.

JUNK, W. J.; WANTZEN, K. M. The Flood Pulse Concept: New Aspects, Approaches and Applications – An Update. In: WELCOMME, R. L.; PETR, T. (Eds.) *Proceedings of the Second International Symposium on the Management of Large Rivers for Fisheries*. Volume II. Bangkok, Thailand: FAO Regional Office for Asia and the Pacific. RAP Publication 2004/17, 2004. p. 117-140.

_____; BAYLEY, P. B.; SPARKS, R. E. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v. 106, 1989. p.110-127.

KAUFFMAN, S. *At Home in the Universe: the search for the laws of self-organization and complexity*. New York: Oxford University Press, 1995. 321 p.

KREBS, C. J. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 5. ed., San Francisco: Benjamin Cummings, 2001. 695 p.

LINDEMAN, R. L. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, v. 23, n. 4, 1942. p. 399-418.

MANDELBROT, B.B. *The Fractal Geometry of Nature*. ed. rev. aum. New York: W. H. Freeman and Co., 1983. 468 p.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Biodiversidade e Florestas. *Biodiversidade Brasileira: Avaliação e identificação de áreas e ações prioritárias para conservação, utilização sustentável e repartição dos benefícios da biodiversidade nos biomas brasileiros*. Brasília: MMA/SBF, 2002. 404 p. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/sbf/chm/doc/biodivbr.pdf>. Acesso em 26/01/2006.

MORIN, E. A epistemologia da complexidade. In: MORIN, E.; LE-MOIGNE, J. L. *A inteligência da complexidade*. São Paulo: Peirópolis, 1999. p. 43-137.

NAVEH, Z.; LIEBERMAN, A. S. *Ecología de Paisajes: Teoría y Aplicación*. Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía, 2001. 571 p.

NEIFF, J.J. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v. 15, n. 6, 1990. p. 424-441.

ÓDUM, E. P. *Fundamentos de Ecología*. 4. ed. Lisboa: Fund. Calouste Gulbekian, 1988. 927 p.

POFF, L. N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M. B.; KARR, J. R.; PRESTEGAARD, K. L.; RICHTER, B. D.; SPARKS, R. E.; STROMBERG, J. C. The Natural Flow Regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, v. 47, n. 11, 1997. p. 769-784.

POSTEL, S.; RICHTER, B. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D. C.: Island Press, 2003. 253 p.

ROCHA, O. *Avaliação do estado do conhecimento da diversidade biológica do Brasil*. COBIO/MMA – GTB/CNPQ – NEPAM/UNICAMP. Projeto Estratégia Nacional de Diversidade Biológica (Bra 97 G 31). Águas doces. Versão Preliminar. Brasília: MMA/SBF/DCB, 2003. Disponível em <http://www.mma.gov.br/port/sbf/chm/doc/aguadoc1.pdf>. Acesso em 25/01/2006.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade/GTZ, 1984. 532 p.

SEMA. Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul. *Uso atual da terra - Classificação do uso da terra*. Porto Alegre: SEMA, 2002. Disponível em <http://www.sema.rs.gov.br/sema/html/cobflinve2.htm>. Acesso em 22/01/2006.

SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 3, n. 3, Jul/Set., 1998. p. 5-16.

SUGUIO, K.; BIGARELLA, J. J. *Ambientes Fluviais*. 2. ed., Florianópolis: Ed. UFSC/ Ed. UFPR, 1990. 183 p.

TURNER, M. G.; GARDNER, R. H.; O'NEILL, R. V. *Landscape Ecology in Theory and Practice*. New York: Springer-Verlag, 2001. 401 p.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K. W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, C. E. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 37, 1980. p.130-137.

WILSON, E. O. A situação atual da diversidade biológica. In: WILSON, E. O.; PETER, F. M. (Eds.) *Biodiversidade*. Rio de Janeiro: Nova Fronteira, 1997. p.3-24.

WORLD COMMISSION ON DAMS. *Dams and Development: a new framework for decision-making*. The Report of The World Commission on Dams. London: Earthscan Publications, 2000. 404 p.