



Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Instituto de Biociências
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

**PRESCRIÇÃO DE VAZÃO ECOLÓGICA:
ASPECTOS CONCEITUAIS E TÉCNICOS PARA
BACIAS COM CARÊNCIA DE DADOS**

Tese de Doutorado

Rafael Cabral Cruz



Porto Alegre, 2005.

UNIVERSIDADE FEDERAL DO RIO GRANDE DO SUL
INSTITUTO DE BIOCÊNCIAS
Programa de Pós-Graduação em Ecologia

PRESCRIÇÃO DE VAZÃO ECOLÓGICA: ASPECTOS
CONCEITUAIS E TÉCNICOS PARA BACIAS COM
CARÊNCIA DE DADOS

Tese de Doutorado

Rafael Cabral Cruz

rafacruz@unifra.br

Tese submetida ao Programa de Pós-Graduação em Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul como requisito parcial para a obtenção do título de Doutor em Ecologia

Orientadora: Maria Luiza Porto
Co-orientador: Geraldo Lopes da Silveira

Porto Alegre, maio de 2005.

RESUMO

A implementação da outorga do uso da água no Brasil implica no estabelecimento de um balanço hídrico de disponibilidades quali-quantitativas, que permita, ao gestor do recurso hídrico, determinar se existe possibilidade de incluir algum uso novo na bacia hidrográfica ou se é necessário algum tipo de racionamento do uso da água. Este balanço deve garantir que as vazões necessárias para o abastecimento público e para a manutenção dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos sejam mantidas.

Nesta tese, discute-se a evolução da ecologia de rios e sua implicação nas metodologias desenhadas para avaliação de vazões ecológicas, demonstrando-se que metodologias sintonizadas com os avanços teóricos da ecologia de rios somente surgem no final do século XX e início do século XXI. Discute-se, também, a necessidade de desenvolvimento de metodologias constituídas com ancoragem ecológica em situações de carência ou ausência de dados, que compõem a realidade da maior parte da rede hidrográfica brasileira.

Propõe-se uma metodologia e apresenta-se um programa (FFTSint) para avaliação da significância de pulsos em análise espectral de séries temporais de vazões diárias, com base em séries sintéticas, partindo-se do pressuposto de que processos adaptativos, manifestados em termos de tipos funcionais de plantas, dependem de um grau de previsibilidade dos pulsos (associada a pulsos significativos). A série de vazões diárias, filtrada com utilização do FFTSint, é o hidrograma significativo, que pode, então ser estudado através de programas como o IHA e Pulso.

Aplicou-se esta abordagem metodológica na estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, Estado do Rio Grande do Sul, Brasil, onde verificou-se que o hidrograma significativo, está associado às cotas mais baixas da planície de inundação, enquanto que os componentes aleatórios do hidrograma estão associados às cotas mais altas. Discute-se que processos adaptativos estão associados aos componentes previsíveis, enquanto que processos sucessionais estão mais associados aos aleatórios. Esta observação permitiu a construção de um conjunto de limitações ecológicas ao regime de vazões resultantes do uso na bacia hidrográfica, utilizando-se descritores do regime de pulsos da série não filtrada (original) para as cotas mais altas e descritores filtrados com alta significância para as cotas mais baixas.

PALAVRAS-CHAVE: vazão ecológica, análise espectral de série temporais, pulsos hidrológicos, tipos funcionais de plantas.

ABSTRACT

The implementation of the grant of the use of the water in Brazil implies in the establishment of a water budget of quali-quantitative availabilities, that allows, the manager of the water resource, to determine if exists possibility to include some new water use in the watershed or if some type of rationing of the use of the water is necessary. This water budget must guarantee that the necessary outflows for the public supplying and the maintenance of aquatic and riparian ecosystems are kept.

In this thesis, it is argued evolution of the ecology of rivers and its implication in the methodologies drawn for evaluation of ecological outflows, demonstrating that methodologies syntonized with the theoretical advances of the ecology of rivers only appear in the end of century XX and beginning of century XXI. It is argued, also, the necessity of development of methodologies with ecological anchorage, in situations of lack or absence of data, that compose the reality of the biggest part of the Brazilian rivers.

A methodology is considered and is presented a program (FFTSint) for evaluation of the significance of pulses in spectral analysis of time series of daily outflows, on the basis of synthetic series, assuming that adaptative processes, revealed in terms of functional types of plants, depend on a previsibility degree of the pulses (associated the significant pulses). The serie of daily outflows, filtered with use of the FFTSint, is the significant hidrograph, that can, then to be studied through programs as the IHA and Pulso.

This methodological approach was applied in the Rosário do Sul gauge station, river Santa Maria, Rio Grande Do Sul, Brasil, where was verified that the significant hidrograph is associated with the lowest levels of the flooding plain, while that the random components of the hidrograph are associates to the highest levels. It is argued that adaptative processes are associates to the previsible components, while that sucessional processes are more associates to the random ones. This comment allowed the construction of a set of ecological limitations to the regimen of resultant outflows of the use in the watershed, using describing variables of the regimen of pulses of the

series not filtered (original) for the highest levels and describing variables of filtered series with high significance for the lowest levels.

KEY WORDS: instream flow, spectral analysis of time series, hydrologic pulses, plant functional type.

APRESENTAÇÃO

Este trabalho foi desenvolvido como parte das atividades do Grupo de Pesquisa em Gestão de Recursos Hídricos – GERHI, da Universidade Federal de Santa Maria, durante e após a execução do projeto “*Desenvolvimento das ações de apoio necessárias à implantação da outorga de uso da água na bacia hidrográfica do rio Santa Maria, RS*”, resultado de convênio entre a Universidade Federal de Santa Maria e a Secretaria do Meio Ambiente do Estado do Rio Grande do Sul (Convênio SEMA-FRH/RS-UFSM-RS nº 002/01), tendo sido efetuado sob orientação da Profa. Dra. Maria Luiza Porto e sob co-orientação do Prof. Dr. Geraldo Lopes da Silveira, também coordenador do projeto.

A tese está apresentada sob o formato de artigos, compondo um todo coerente. Cada Capítulo representa um artigo. Um resumo executivo é apresentado no início da exposição.

No Capítulo I é apresentada a revisão dos aspectos conceituais referentes à ecologia de rios e às metodologias de avaliação de vazões ecológicas.

No Capítulo II é apresentada metodologia para decomposição de séries temporais de vazões diárias nos seus componentes periódicos e aleatórios, incluindo a descrição do programa FFTSint, desenvolvido nesta tese.

No Capítulo III é apresentada a proposição de metodologia de construção de uma matriz de restrições ambientais para o regime de vazões ecológicas com base na decomposição das séries de cotas em componentes periódicos e aleatórios, levantamento topográfico da seção de hidrológica de referência, levantamento da vegetação com base em formas de vida e caracteres funcionais e na cobertura do solo avaliada com base em interpretação de fotografias aéreas.

AGRADECIMENTOS

À professora Maria Luiza Porto, pela confiança e apoio.

Ao professor Geraldo Lopes da Silveira, pela amizade, apoio e discussão permanente da tese.

À professora Jussara Cabral Cruz, pelo apoio, amizade e discussão permanente, assim como pela disponibilização de dados hidrológicos.

Ao prof. Dr. Juan José Neiff, pela inspiração e pelo contato inicial com os modernos conceitos da fluviologia, amizade e apoio.

Aos professores Valério de Patta Pillar e Albano Schwarzbald pelas incansáveis trocas de informações e apoio.

Aos coordenadores do CPG em Ecologia, em especial a professora Sandra Hartz, pelo apoio do laboratório na reta final.

Aos demais professores do CPG em Ecologia, que me inspiraram com seus conhecimentos e aos funcionários do Curso, em especial para a Silvana.

À Universidade Federal de Santa Maria e a Secretaria Estadual do Meio Ambiente pela oportunidade de desenvolvimento do trabalho.

Ao amigo Celso Pinheiro Rodrigues, pelo apoio e dedicação nos trabalhos com cartografia digital.

Ao colega Roberto Daniel Pereira, pela dedicação na programação em Delphi e incessante discussão do programa FFTSint.

Ao professor Rubem Luiz Daru, pelo processamento das séries de vazões diárias e geração de séries sintéticas utilizando o modelo SOSN, assim como à Dra. Miriam Rita Moro Mine e ao Dr. Jerson Kelman, pelo desprendimento e fornecimento de literatura sobre os modelos SOSN e DIANA.

Ao piloto Alceu Feijó, pela obtenção de fotografias aéreas de pequeno formato.

À Maria da Graça Brizola Mayer, André Ivalber, Alessandro Santana, Cirângelo Bock, Leandro Pierin e demais colegas do GERHI, pelo apoio no processamento de bancos de dados e séries hidrológicas.

Ao Jorge Lucas, Denise e meninas pela acolhida na sua casa para que eu trabalhasse no IMac.

Ao Centro Universitário Franciscano pelo apoio no período final da tese, em especial à profa. Maria Isabel Pimenta Lopes, pelo apoio fornecido pela Coordenação do Curso de Engenharia Ambiental, ao prof. Ildomar Schneider Tavares pelo apoio e amizade, e aos demais colegas de docência no curso de Engenharia Ambiental, pela compreensão e apoio nas horas difíceis.

Aos amigos e colegas de longa data, Demétrio Luis Guadagnin, João Carlos Pradella Dotto, Eduardo Vélez Martin, Maria Inês Burger, Maria Tereza Queiroz Melo, Iury Accordi, Fábio Vilella, pela amizade inesquecível e apoio incondicional.

Aos novos amigos, Rainer, Eleonora, Nelson, e demais parceiros de projetos e sonhos.

Aos meus pais, Agnelo e Ledy, por existirem, pelo amor incondicional, amizade, parceria e exemplo de vida. Por me ensinarem a valorizar os ideais e ter o estudo como bem maior. Por me apoiarem sempre nas horas difíceis, por viabilizarem meus estudos. Não há exemplo maior na vida de um filho!

Por fim, o mais importante dos agradecimentos. Agradeço àqueles que derramaram lágrimas de saudades, mesmo quando estava presente, que suportaram todos os transtornos possíveis pela ausência do pai e esposo, pelas noites intermináveis trabalhando e preparando aulas, pelos fins de semana trancados em casa, pelo mau humor eventual, pela ausência nas festas e encontros de família, e, apesar de tudo, seguem me amando e apoiando.

A vocês, meus amados filhos, Ian e Sofia, e minha amada esposa, Sônia, dedico esta tese, pois ela também é de vocês.

ÍNDICE

RESUMO.....	iii
ABSTRACT	iv
APRESENTAÇÃO.....	vi
AGRADECIMENTOS	vii
ÍNDICE.....	ix
ÍNDICE DE FIGURAS	x
ÍNDICE DE QUADROS	xiii
ÍNDICE DE TABELAS	xiii
RESUMO EXECUTIVO.....	xv
I. O histórico do problema das vazões remanescentes: da construção do modelo conceitual de rio ao manejo adaptativo.	1
RESUMO.....	1
ABSTRACT	1
Introdução: uma breve história da ecologia de rios.....	2
Pequena história das metodologias existentes para prescrição de vazões remanescentes.....	23
Vazões remanescentes e o Rio Grande do Sul	39
Teoria e realidade: uma pedra no caminho do processo de tomada de decisões.....	54
O caminho se faz ao andar.....	57
Citações Bibliográficas.....	58
II. FFTSint: um instrumento para análise de recorrência de pulsos em análise espectral de séries hidrológicas diárias.....	63
RESUMO.....	63
ABSTRACT	63
Introdução.....	64
Escopo Metodológico	68
O Programa FFTSint	70
Resultados e Discussão.....	78
Conclusões.....	87
Citações Bibliográficas.....	88
III. O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil).	91
RESUMO.....	91
ABSTRACT	92
Introdução.....	93
Metodologia.....	97
A área de estudo e a coleta de dados	97
Preparação e análise dos dados.....	103
Resultados e Discussão.....	107
Conclusões.....	118
Referências Bibliográficas.....	119
Anexo I	123
Arquivo formatado da série original.....	123
Arquivo formatado da série filtrada com alfa 0,01.....	126
Arquivo formatado da série filtrada com alfa 0,05.....	131

ÍNDICE DE FIGURAS

Figura 1. Construção de grandes barragens no mundo, excluída a China (World Commision on Dams, 2000).	5
Figura 2. Número de grandes barragens no mundo, por continente, excluída a China (World Commision on Dams, 2000).	5
Figura 3. Ecossistema rio, onde P – produtores; C – consumidores; D – decompositores; Mo, aut – material orgânico autóctone; Mi – material inorgânico autóctone; Mi – material inorgânico; Mo – material orgânico (Schäfer, 1984).	9
Figura 4. Hipótese do Rio Contínuo. P – produção; R – respiração; MPOG – matéria orgânica particulada grossa; MPOF – matéria orgânica particulada fina (Vannote <i>et al.</i> ;1980).	10
Figura 5. Dinâmica de Manchas versus Hipótese do Rio Contínuo. P – produção; R – respiração (Bretschko; 1995).	11
Figura 6. Área das bacias de contribuição de estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (Ita) para jusante (Uruguaiana). (Fonte dos dados: HYDROWEB, http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/).	12
Figura 7. Curvas de permanência de cotas das estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (74500000) para jusante (77590000). (Fonte dos dados: HYDROWEB, http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/).	12
Figura 8. Potência versus frequência, obtidas por transformação rápida de Fourier (FFT) de picos significativos (contra ruído branco) das séries temporais de vazões das estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (Itá) para jusante (Uruguaiana). (Fonte dos dados: HYDROWEB, http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/).	13
Figura 9. Os efeitos de confluência são afetados pela geometria local da rede, incluindo a seqüência de tamanho dos tributários, a distância entre suas confluências e os ângulos entre os tributários e o trecho de rio principal (Benda <i>et al.</i> , 2004a).	14
Figura 10. Ilustração apresentando o balanço de massa de sedimentos de segmentos de rio de terceira ou maior ordem no modelo de simulação de Benda & Dunne (1997). $Q_i(k,t)$ representa a carga de sedimento de fundo e em suspensão que entra no segmento k no ano t. $Q_o(k,t)$ representa o mesmo para as cargas que saem do segmento. (1) representa os fluxos de escorregamentos e de sedimentos dos segmentos de primeira e segunda ordem; (2) é a erosão fluvial e o transporte nos segmentos de primeira e segunda ordem; (3) é a erosão de margens em terraços e leques de sedimentos; (4) escorregamento no sopé das vertentes e (5) deslizamentos oriundos de concavidades situadas às margens do rio.	15
Figura 11. Esquema apresentando a natureza relativamente isolada dos efeitos diretos comparados com os efeitos indiretos mais extensivos longitudinalmente e transversalmente dos fluxos de debris e seus leques nos ambientes de canais fluviais (Benda <i>et al.</i> , 2003).	16
Figura 12. Variáveis utilizadas para caracterização estrutural das redes de drenagem (Benda <i>et al.</i> , 2004b).	17
Figura 13. Frequência e magnitude das perturbações relacionadas aos sedimentos (espessura da camada de sedimentos no fundo do canal) variam com o tamanho da bacia, que pode influenciar a distribuição de idades das superfícies dos leques e seus efeitos no canal. (a) Perturbações são grandes porém raras nas cabeceiras, levando para uma maior proporção de superfícies de leques mais velhas, com efeitos de junção potencialmente limitados. (b e c) Perturbações relacionadas com	

sedimentos são mais freqüentes, porém de mais baixa magnitude quanto mais à jusante na rede, criando uma mais alta proporção de superfícies de leques mais jovens e mais persistentes efeitos de junção. Séries temporais de espessura do sedimento no fundo do canal e distribuições de probabilidades associadas são baseadas em simulação por modelagem (Benda <i>et al.</i> , 2004a).	18
Figura 14. Potencialização dos efeitos de confluência em sub-bacias sujeitas a perturbações (Benda <i>et al.</i> , 2004b).	20
Figura 15. Comparação entre previsões teóricas do modelo do rio contínuo e da hipótese da rede dinâmica (Benda <i>et al.</i> , 2004b).	21
Figura 16. Enquadramento espaço-temporal de teorias e modelos relacionados com a ecologia de rios (Benda <i>et al.</i> , 2002).	22
Figura 17. O regime de vazões é de central importância para a sustentar a integridade ecológica de sistemas de águas correntes. Os cinco componentes do regime de vazões influenciam a integridade diretamente e indiretamente, através de seus efeitos em outros reguladores primários da integridade. Modificações de regime de vazões causam efeitos em cascata na integridade ecológica dos rios (Poff <i>et al.</i> , 1997).	30
Figura 18. Relação entre o número acumulado de proposições de métodos para avaliação de vazões remanescentes, segundo classificação de Tharme (2003), o número acumulado de barragens, com número re-escalado para um máximo de 60, construídas nos Estados Unidos da América (U.S. Army Corps of Engineers, 2004) e datas significativas de publicação de teorias ecológicas e eventos significativos para o ambientalismo. Observa-se que existem assincronias entre a proposição de métodos e as teorias ecológicas de rios. Por exemplo, o pico de métodos hidrológicos situa-se em ano posterior aos anos de publicação da hipótese do rio contínuo e do reconhecimento do papel do regime de pulsos dos rios, o que somente pode ser explicado pela inércia de desenvolvimento desta escola, sem a devida atualização de conceitos. O início da década de 70 marca, na teoria, o grande salto teórico em ecologia de rios, com o surgimento da ecologia de paisagem e o início dos estudos de sistemas heterogêneos.	33
Figura 19. Número de represas removidas nos Estados Unidos da América no século XX (Pohl, 2003).	35
Figura 20. Cenário dos estoques de petróleo produzido por BP (2004). Este cenário é resultado do balanço estimado entre crescimento da demanda e do ritmo de novas descobertas e incorporação de novos estoques de petróleo e de gás liquefeito. De acordo com a última revisão dos modelos, o pico aconteceria em 2008, a partir de quando os estoques entrariam em queda.	36
Figura 21. Cenário dos estoques de petróleo produzido por EIA (2003). Este cenário é resultado do balanço estimado entre crescimento da demanda e do ritmo de novas descobertas e incorporação de novos estoques de petróleo e de gás liquefeito. De acordo com a última revisão dos modelos, o pico aconteceria entre 2021 e 2067, dependendo da taxa de crescimento da economia global.	37
Figura 22. Evolução histórica do preço do petróleo (BP, 2004). Valor do barril em US\$53,67 em 18/10/2004 (WTRG Economics, 2004).	38
Figura 23. Modelo conceitual de implicações para o desenvolvimento sustentável da aplicação do equacionamento da outorga de acordo com o Decreto nº 37.033.	47
Figura 24. Preservação dos pulsos hidrológicos em situação de antes e depois a concessão de outorga de uso da água, quando utilizado o critério da vazão de referência (Cruz, 2001).	53

Figura 25. Protocolo para as diretrizes da gestão das incertezas hidrológicas no auxílio às políticas hídricas e para o manejo integrado de bacias hidrográficas. As áreas de traços mostram módulos de atuação com tomadores de decisão das políticas hídricas (Mendiondo <i>et al.</i> , 2002).	55
Figura 26. Periodograma acumulado com indicação das regiões do gráfico que caracterizam os componentes aleatórios e periódicos.	66
Figura 27. Processo de obtenção do hidrograma significativo.	71
Figura 28. Janela de abertura do FFTSint.	73
Figura 29. Layout da interface gráfica do FFTSint após a leitura dos dados de entrada.	74
Figura 30. Layout da interface gráfica do FFTSint após processamento da filtragem da Matriz Probabilidade. O gráfico à direita mostra segmentos verticais vermelhos proporcionais à probabilidade. Quando a probabilidade resulta em valor menor que 5% da dimensão vertical da janela gráfica, esta é representada por um segmento de reta verde.	76
Figura 31. Janela apresentando a Matriz Probabilidade após filtragem da série para alfa 0,1.	76
Figura 32. Layout da interface gráfica do FFTSint após processamento da FFT inversa da Matriz Probabilidade filtrada.	77
Figura 33. Série temporal com as frequências significativas amplificadas.	79
Figura 35. Média e desvio padrão das séries temporais de vazões diárias original e filtradas da estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.	82
Figura 36. Regressão da soma de quadrados dos desvios entre a série original e filtradas da estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.	83
Figura 37. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal), considerado $\alpha = 0,05$	84
Figura 38. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal), considerado $\alpha = 0,01$	85
Figura 39. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal) sobre a média e o desvio padrão, considerado $\alpha = 0,05$	85
Figura 40. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal) sobre a média e o desvio padrão, considerado $\alpha = 0,01$	86
Figura 41. Decomposição da série de vazões diárias da estação Rosário do Sul, RS, Brasil, nos seus componentes periódicos (série filtrada) e aleatórios (módulo dos resíduos), primeiros 365 dias, considerado $\alpha = 0,05$	86
Figura 42. Série de cotas diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.	98
Figura 43. Modelo numérico de terreno da margem direita do rio Santa Maria, estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.	99
Figura 44. Delimitação da área de estudo em fotografia aérea 1:60.000. No detalhe, fotografia aérea de pequeno formato utilizada como auxiliar no georreferenciamento e interpretação de temas.	100
Figura 45. Série de cotas filtradas com FFTSint, com alfa 0,01.	108
Figura 47. Mapa de cobertura do solo, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.	112
Figura 48. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias original, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.	112
Figura 49. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias filtrada com $\alpha = 0,01$, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.	113

Figura 50. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias filtrada com α 0,05, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.	113
a. série original	116
b. série filtrada com $\alpha = 0,05$	116
c. série filtrada com $\alpha = 0,01$	116

ÍNDICE DE QUADROS

Quadro 1. Previsões da hipótese da dinâmica de rede, segundo Benda <i>et al.</i> (2004b).	19
Quadro 2. Funções ecológicas de diferentes níveis de vazões dos rios, segundo Postel & Richter (<i>op.cit.</i>).....	27

ÍNDICE DE TABELAS

Tabela 1. Dados gerais fisiográficos e hidrográficos da estação fluviométrica Rosário do Sul.....	79
Tabela 2. Índices fisiográficos da seção hidrológica de referência Rosário do Sul, bacia do rio Santa Maria, RS, Brasil.....	97
Tabela 3. Curvas-chave utilizadas para converter a série de vazões diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul em séries de cotas diárias.....	98
Tabela 4. Localização das unidades amostrais (comunidades).....	101
Tabela 5. Formas de vida de áreas úmidas utilizadas, conforme sistema de Irgang (1999).....	102
Tabela 6. Caracteres funcionais examinados nos morfotipos coletados nas unidades amostrais.....	103
Tabela 7. Dados gerais fisiográficos e hidrográficos da estação fluviométrica Rosário do Sul.....	104
Tabela 8. Descritores do regime de pulsos de inundação utilizados neste estudo, obtidos com os programas IHA e Pulso.....	105
Tabela 9. Componentes ambientais de cotas da série de cotas original, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em itálico, sem inundação durante o período analisado.....	109
Tabela 10. Componentes ambientais de cotas da série de cotas filtrada com α igual a 0,01, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em itálico, sem inundação durante o período analisado.....	110
Tabela 11. Componentes ambientais de cotas da série de cotas filtrada com α igual a 0,05, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são	

calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em <i>itálico</i> , sem inundação durante o período analisado.	111
Tabela 12. Resultados da análise de contingência entre os mapas que representam as diferentes classes de freqüência de inundação e o mapa de cobertura de solos, considerados os filtros com α 0,01 e 0,05 e a série original, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS.	114
Tabela 13. Resultado da análise de obtenção do sub-conjunto ótimo de caracteres funcionais que maximiza a congruência ($\rho(D;\Delta)$) entre vegetação e descritores do regime de pulsos hidrológicos, definidos a partir das séries de cotas diárias, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. O método da ligação média UPGMA foi utilizado para agrupar populações de formas de vida em tipos funcionais de plantas. O índice de Gower, modificado para contar ausências casadas em dados binários, foi utilizado para avaliar a similaridade entre populações. A similaridade entre unidades amostrais foi medida com a distância de corda quadrada. Em negrito , o número de grupos e os caracteres ótimos.	116
Tabela 14. Condições de contorno para definição do regime de vazões ecológicas para a estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Brasil.	118

RESUMO EXECUTIVO

A necessidade de desenvolvimento de metodologias que permitam a definição de condições de uso das águas inseridas dentro de um quadro de sustentabilidade ambiental e, ao mesmo, tempo, viáveis de serem aplicadas em condições de carência ou ausência de dados prévios, foram as principais motivações desta tese. Esta necessidade é decorrente da dinâmica de construção dos sistemas de gestão dos recursos hídricos e da necessidade de estabelecimentos de critérios para definição das vazões que não são passíveis de outorga de direitos do uso das águas, entre elas, a vazão de proteção ambiental.

Desta forma, o objetivo geral da tese foi o desenvolvimento de uma metodologia para determinação de regimes de vazões ecológicas (ou de preservação ambiental) em situação de carência ou ausência de dados prévios.

A construção desta metodologia remete para os seguintes problemas.

O primeiro envolve definir o que é vazão ecológica, bem como situar historicamente a evolução do conceito e sua relação com a evolução dos conhecimentos sobre ecologia de sistemas fluviais. Esta etapa é crítica, pois a rápida evolução dos conhecimentos científicos sobre a ecologia de rios está relacionada com uma fase de transição paradigmática nas ciências ambientais.

O segundo está relacionado com a definição do que é significativo no regime de pulsos de inundação. Esta questão remete para uma hipótese central na tese: os componentes periódicos do hidrograma estão relacionados com processos de adaptação dos organismos e os componentes aleatórios com processos de sucessão das comunidades ribeirinhas.

O terceiro é: existem ferramentas para particionar o hidrograma nos seus componentes periódicos e aleatórios? Esta pergunta remeteu ao desenvolvimento de um instrumento para esta decomposição.

O quarto está relacionado à possibilidade de se utilizarem informações relacionadas aos processos de adaptação dos organismos (relacionados aos caracteres funcionais dos organismos) e de sucessão da vegetação (relacionadas com a distribuição dos tipos de cobertura vegetal ao longo da planície de inundação) para fundamentar, com base em

propriedades emergentes do sistema fluvial, a prescrição de um regime de vazão ecológica.

O primeiro problema é abordado no Capítulo I desta tese, o segundo e o terceiro no Capítulo II e o quarto no Capítulo III.

Uma breve história da ecologia de rios

A análise histórica, apresentada no Capítulo I, busca demonstrar que o momento atual apresenta-se em uma fase de transição entre dois paradigmas, consolidados em várias proposições metodológicas para prescrição de regimes de vazões ecológicas.

O primeiro paradigma origina-se nos estudos ecológicos que se consolidaram na esteira da biologia pesqueira, ramo aplicado da ecologia de populações, tendo a teoria do nicho ecológico como núcleo fundamental. Em termos de movimento ambiental, essa fase coincide com a fase conservacionista, preocupada com a criação de áreas de preservação e com o salvamento de espécies ameaçadas de extinção. As escolas fundadas sobre esse paradigma se instalam e dominam toda a primeira metade do século XX.

No início da década de 1950, com uma clara inflexão exponencial no crescimento do número de barragens construídas no planeta, iniciam-se os estudos destinados a protegerem espécies de peixes, em especial salmonídeos, ameaçadas pelas barragens no oeste dos Estados Unidos da América. O conflito estabelecido colocou frente a frente biólogos pesqueiros e engenheiros operadores de barragens. Esse conflito levou aos primeiros métodos de prescrição: os métodos hidráulicos, hidrológicos e de disponibilidades de habitats para espécies-alvo (normalmente salmonídeos de interesse pesqueiro).

Pode-se dizer que grande parte dos métodos desenvolvidos hidrologicamente, e posteriormente aperfeiçoados, estão amarrados paradigmaticamente com a visão dos rios praticada no início da década de 50, centrada na visão utilitária do rio e com a separação sociedade-natureza.

Aí se enquadram grande parte dos métodos classificados por Tharme (2003) como hidrológicos, hidráulicos e de simulação de habitats. Esta última escola encontraria o seu ápice com a metodologia incremental de vazões remanescentes – o IFIM e seus similares.

As bases para estabelecimento de um rompimento paradigmático com estas escolas somente surgem em 1941. Nesse ano, Lindeman (*apud* Lindeman, 1942) estabeleceu as relações tróficas que unem biocenose e biótopo, fornecendo o quadro real do ecossistema. No entanto, as escolas anteriores, mesmo que procurassem se adaptar aos conceitos do novo paradigma, não alteravam a lógica de desenvolvimento dos trabalhos anteriormente estabelecidos e sustentados por um quadro de relações institucionais e normativas nascidas na esteira do conservacionismo. Isto explica a continuada proposição de metodologias baseadas nesse paradigma, mesmo após o estabelecimento das bases para um novo paradigma ecossistêmico de prescrição de vazões ecológicas.

No entanto, houve um grande período de maturação entre a fundação da ecologia de ecossistemas por Lindeman e o surgimento da primeira teoria ecossistêmica de rios. Parte deste processo deve-se ao fato de que os estudos ecossistêmicos eram centrados em áreas homogêneas, como florestas e lagos, onde a partição das funções de produção, consumo e decomposição estavam orientadas segundo um eixo vertical. No entanto, rios não seguem esta regra. São sistemas de fluxo. A percepção dos rios como heterogêneos no sentido longitudinal somente veio na década de 1960 com os trabalhos de Illies (1961, *apud* Junk & Wantzen, 2004). A visão de que a zonação longitudinal dos rios correspondia a um deslocamento horizontal das funções ecossistêmicas aparece com Fitkau (1976, *apud* Schäfer, 1984).

Nessa época, alguns eventos globais e científicos ajudaram nesta transição paradigmática. A Guerra Fria, a Conferência de Estocolmo entre outros, no contexto mundial, e o nascimento da ecologia de paisagem, no meio científico, com o reconhecimento formal da importância da heterogeneidade espacial e temporal, surgiram nesse período, estabelecendo as bases para a gradativa incorporação da noção de totalidade em meio a meios heterogêneos e o rompimento da visão dualista da relação sociedade-natureza, com o desenvolvimento do conceito de ecossistema total humano.

Esses fatos somados criaram o caldo de cultura para o surgimento da primeira teoria ecológica de rios que tenta integrar as diversas escalas de análise dos rios: o conceito do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980), que prevê um ajuste gradual dos seres vivos e dos processos ecossistêmicos de acordo com a perspectiva de mudanças graduais nas propriedades hidrológicas e geomorfológicas.

Este trabalho fundamentou uma série de trabalhos posteriores que gradativamente vem construindo a ecologia de rios como uma disciplina científica, embora encontre-se ainda nas fases iniciais de desenvolvimento metodológico e teste de hipóteses.

Esse período, do início de década de 1970 até o surgimento do conceito do rio contínuo, teoricamente, marca a transição dos estudos ecológicos de sistemas homogêneos para o estudo de sistemas heterogêneos, com ênfase no surgimento da ecologia de paisagem. A partir daí, se estabelece a base necessária para o desenvolvimento de uma verdadeira ecologia de rios. No entanto, foi somente no início dos anos 90, após o reconhecimento da heterogeneidade espacial dos rios (Vanotte *et al.*, 1980) e da heterogeneidade temporal (“flood pulse concept”, Junk *et al.*, 1989; função FITRAS, Neiff, 1990), é que surgem os primeiros métodos holísticos.

Os anos 90 apresentam, portanto, uma demarcação clara entre as metodologias centradas no paradigma conservacionista da década de cinquenta, centrado na otimização de alguns objetivos de conservação baseados nas demandas pontuais de setores em conflito e o paradigma da complexidade, da interdependência entre sociedade e meio ambiente, representada no paradigma da manutenção do regime de vazão natural dos rios. Esse paradigma, que foi inicialmente formulado por Arthington e colegas em 1992 (*apud* Postel & Richter, 2003), foi formalmente enunciado por Poff *et al.* (1997). Nesse período, também houve a contribuição de Bretschko (1995), que propõe a incorporação da dinâmica de manchas, oriunda da Ecologia de Paisagens, para uma atualização 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.

O reconhecimento dessa heterogeneidade tem levado ao desenvolvimento da “hipótese da dinâmica de rede” por Benda *et al.* (2004). Esta hipótese leva à proposição de “previsões, que podem ser testadas, sobre como os arranjos de tributários em uma rede de drenagem interagem com processos estocásticos da bacia hidrográfica para influenciar os padrões espaço-temporais da heterogeneidade dos habitats” (Benda *et al.*, 2004).

A não-linearidade presente em sistemas em rede, uma vez incorporada no modelo conceitual dos rios, leva a uma crítica do modelo do rio contínuo. Os efeitos de

confluência, somados aos efeitos de mudanças fisionômicas, de uso e cobertura da terra, que determinam energias de relevo diferenciadas, bem como suscetibilidade à erosão variável no tempo e no espaço, permitem uma modelagem conceitual mais consistente para explicar a heterogeneidade presente na natureza.

Os modelos e teorias não surgiram nos mesmos momentos históricos. Representam respostas da comunidade técnico-científica para demandas da sociedade bem estabelecidas no tempo, refletindo objetivos de manejo construídos sobre modelos conceituais de rios dominantes no tempo em que cada escola se constituiu. Esse aspecto, da dependência às condições iniciais que cada escola apresenta, permite explicar como existem escolas que seguem investindo no aperfeiçoamento de modelos cada vez mais elegantes formalmente, mas que guardam descompasso com os avanços da teoria ecológica dos rios.

A combinação da dependência das condições iniciais das escolas com uma forte pressão dos tomadores de decisões para que os modelos apresentem-se de forma quantitativa, a fim de reduzir o grau de incerteza no processo de tomada de decisão, tende a retroalimentar e favorecer o estabelecimento de um viés hidrológico para a definição de vazões remanescentes, utilizando poucos parâmetros, sejam hidrológicos ou centrados no hábitat potencial de umas poucas espécies.

Toda esta evolução de conceitos de ecossistemas e de rios, historicamente relacionada com o rompimento da visão dualista entre sociedade e natureza e com o paradigma da complexidade, reflete-se, portanto, em uma evolução paralela na definição e na proposição de metodologias para prescrição de vazões remanescentes.

Nesse ponto, a história apresenta a sobreposição entre o novo e o velho. Por um lado, as velhas abordagens, legitimadas em práticas, rotinas de licenciamento e nas legislações, tentam se reformar, buscando atender parte das críticas efetuadas pelos ecólogos. Por outro lado, os ecólogos são desafiados a proporem metodologias de prescrição de vazões remanescentes de acordo com o paradigma do regime natural de vazões. Nesse primeiro momento, as práticas antigas ainda possuem credibilidade institucional e, por vários motivos, continuam sendo aplicadas. As novas abordagens, entretanto, estão nos seus passos iniciais, o que levará, com certeza, a uma grande proliferação de metodologias, as quais serão, posteriormente, selecionadas pela prática.

Vazões remanescentes e o Rio Grande do Sul

A história do problema das vazões remanescentes no estado do Rio Grande do Sul deve ser olhada sob dois aspectos: a história dos conflitos de uso que deram origem à legislação estadual de recursos hídricos e das escolas que deram origem às linhas de pesquisa relacionadas ao tema.

Também deve ser levada em conta a capacidade de comunicação e de rompimento do isolamento científico que foi gradualmente sendo ampliada com a progressiva implantação de tecnologias de informação.

No Rio Grande do Sul, nas décadas de 50 e 60, o discurso de proteção da natureza do pioneiro Henrique Luís Roessler (Roessler, 1986) aparecia como uma tradução do paradigma dominante no movimento ambientalista do primeiro mundo. Em suas crônicas, denunciava a degradação ambiental, culpava o progresso pela destruição do meio ambiente e claramente colocava em oposição o ser humano e a natureza.

Em abril de 1971 é criada a AGAPAN - Associação Gaúcha de Proteção ao Ambiente Natural (<http://www.agirazul.com.br/agapan/index.html>), em período histórico dominado pelo debate sobre os modelos que previam os limites do crescimento e preparação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em julho de 1972 (McCormick, 1992).

O ano de 1972 é um ano marcante no Rio Grande do Sul. No mesmo ano do lançamento do livro do Clube de Roma “Os limites do crescimento” e da Conferência de Estocolmo é criado o Curso de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Dias, 2000), que teria papel importante na formação de pesquisadores alinhados com as novas tendências da ecologia mundial, em especial através de convênio com instituições alemãs. No entanto, esta quase sincronia entre o surgimento da AGAPAN e do CPG em Ecologia da UFRGS não resultou em uma colaboração recíproca. Esta cisão entre teoria e prática, entre academia e movimento social, somente começaria a ser superada no contexto da implementação de instrumentos de gestão ambiental e de recursos hídricos, através de conselhos de meio ambiente e comitês de gerenciamento de bacias hidrográficas.

Pressionado por duas frentes, uma externa, mais eficaz, relacionada com as diretrizes dos órgãos financiadores internacionais, e outra interna, com a pressão do

ambientalismo ecológico, pouco eficaz em termos de movimento de massas, mas com importante papel de retro-alimentação das pressões externas, o governo brasileiro sancionou em 1981 a Lei nº 6938, que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.

Em 1987 foi realizado o “SOS Sinos” (Hausen, 1989), evento que culmina em um amplo processo de mobilização de ecologistas, que resultou na criação do Comitesinos em 1988 (Cânepa *et al.*, 2001; Comitesinos, 2004). Nesse ano, também surgiu a internet no Brasil, com a conexão da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e do Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC) com instituições norte-americanas (Fonseca & Sampaio, 1996).

Dois anos após, é realizado um seminário similar sobre gerenciamento da bacia do rio Gravataí (Hausen *et al.*, 1989). Esse evento resultou na proposição de criação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, o qual acabou acontecendo através de decreto do Governo do Estado no início de 1989 (Cânepa *et al.*, 2001).

Em função da existência de conflitos entre abastecimento de água e a demanda de água para irrigação da cultura orizícola, o Conselho Estadual de Recursos Hídricos, contratou a Fundação de Apoio à Tecnologia e Ciência, no ano de 1992, para uma avaliação das disponibilidades hídricas para gerenciamento dos recursos hídricos (Silveira *et al.*, 1993). Neste projeto procurou-se analisar as implicações ecológicas relativas ao gerenciamento de recursos hídricos em bacia hidrográfica, demonstrando a interligação entre a história de ocupação e a degradação do rio. Fruto da necessidade de ser definida a vazão de proteção ambiental para a modelagem hidrológica da disponibilidade hídrica, o grupo, mesmo aplicando a $Q_{7,10}$, critica a aplicação de tal método, afirmando que esta não tem nenhum significado ecológico, recomendando a realização de estudos ecológicos para sua determinação.

Observa-se que esta crítica, desenvolvida em 1992 e 1993, ocorre paralelamente com a discussão efetuada por Arthington *et al.* (*apud* Postel & Richter, *op.cit.*) em 1992, incorporando uma crítica ecológica às metodologias baseadas em simplificações hidrológicas ou hidráulicas.

O seminário de apresentação dos resultados do projeto, em 1993, levou à constituição do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria, o qual acabou sendo instalado em 1994 (Silveira *et al.*, 1998), mesmo ano da aprovação da Lei

10.350/94, que regulamenta o Sistema Estadual de Recursos Hídricos (Rio Grande do Sul, 1994). Nesta lei, entre os instrumentos de gestão, encontra-se definida a outorga de direito de uso da água, assim como é definida a necessidade de reserva de água para o abastecimento público e para a preservação ambiental.

Cruz (1995) reafirma a crítica ecológica às abordagens consagradas pelo uso no Rio Grande do Sul, questionando “*a validade do tratamento do conceito de vazão mínima de proteção ambiental a partir de abordagens tipo $Q_{7,10}$. Existe uma relação entre a complexidade das vazões e a memória informativa dos ecossistemas à jusante, que condiciona o devir da sucessão, afetando, assim, a capacidade de auto-organização dos sistemas ribeirinhos e de áreas úmidas, para os quais estas vazões são uma das principais funções de força do sistema*”. A abordagem ecológica do autor incorporou a noção de auto-organização dos ecossistemas, o papel do regime de perturbações, no caso do regime hidrológico, na estruturação dos sistemas ribeirinhos e a conexão entre a complexidade da paisagem e a complexidade do regime hidrológico. A ligação sistêmica entre as pequenas bacias de cabeceiras, enquanto geradoras de um regime de perturbações para os trechos à jusante, manifestava a tendência que foi sintetizada no mesmo ano por Bretschko (1995).

Na mesma época, o Instituto de Pesquisas Hidráulicas, em 1996, finaliza um estudo da relação entre o hidroperíodo e o comportamento biológico do Banhado do Taim (Motta-Marques & Irgang, 1996; Motta-Marques, Irgang & Giovannini, 1997).

Continuando na cronologia dos fatos, em 21 de novembro de 1996 é publicado o Decreto Estadual nº 37.033, que regulamenta o instrumento de outorga (Rio Grande do Sul, 1996). Em resumo, o equacionamento proposto para a vazão outorgável pode ser expresso da seguinte forma:

$\text{Vazão outorgável} = \text{vazão de referência} - \text{vazão para abastecimento público} - \text{vazão de proteção ambiental}$

onde a vazão de referência é obtida a partir da curva de permanência e o percentil adotado depende do risco assumido ($Q_{90\%}$, $Q_{95\%}$, $Q_{75\%}$, etc...).

Observe-se que a regulamentação da outorga mantém a legislação atrelada ao paradigma utilitarista e conservacionista da década de 50, determinando que a FEPAM

deva equacionar o problema da vazão remanescente, ou ecológica, como um valor mínimo, desconsiderando os avanços da ecologia de rios. Nesse tempo histórico, a nível internacional, a heterogeneidade espacial e temporal dos rios já era considerada nas proposições de métodos holísticos de avaliação de vazões remanescentes, assim como já haviam estudos locais criticando severamente estas abordagens com base na teoria ecológica (Silveira *et al.*, 1993; Cruz, 1995).

A colaboração científica Corrientes-Porto Alegre, consolidada a partir de 1997 (a Fundação Zoobotânica trouxe a Porto Alegre o Dr. Juan José Neiff, para ministrar um curso sobre ecologia de áreas úmidas), manifesta-se nas teses de doutoramento de Oliveira (1998) e de Irgang (1999) e na proposta de tese de doutorado elaborada por Cruz (2000). Também em 1997 ocorre a defesa da tese de doutoramento de Silveira (1997), que coordenou o Projeto Rio Santa Maria (Silveira *et al.*, 1993). Neste estudo o autor desenvolve metodologia para ajuste de curvas de permanência obtidas com base em métodos de regionalização hidrológica para pequenas bacias hidrográficas. O autor também realçou que a quantificação das vazões tinha importância ambiental, chamando atenção para o fato de que a outorga do uso da água tinha relação com as limitações ambientais.

Considerando a dificuldade de reconstruir as vazões naturais em bacias hidrográficas com grande impacto de usos consuntivos, como a bacia do rio Santa Maria, Silveira *et al.* (1998) propuseram a abordagem chamada marco zero. Nela, parte-se da premissa de que os usos atuais da bacia estão já incorporados no hidrograma. Esta abordagem seria implementada na avaliação das disponibilidades hídricas quali-quantitativas da bacia do Baixo Jacuí (CRH, 1999).

Cruz (2000), em sua proposta de projeto para doutorado em ecologia, define vazão ecológica como *“a vazão necessária para que sejam preservadas as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantêm o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores”*.

No mesmo ano, Lanna & Benetti (2000), em trabalho de consultoria para a FEPAM, órgão responsável pela definição da vazão ecológica no Rio Grande do Sul, elaboram estudo referente ao “Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica

no Rio Grande do Sul”. O relatório é dividido em duas partes. Na primeira os autores fazem a revisão do estado-da-arte. Na segunda, apresentam as propostas. Os autores não tiveram acesso à revisão de Tharme (1996), a mais completa até então efetuada, assim como não apresentam referência à trabalhos ecológicos com a incorporação da heterogeneidade espacial e temporal de rios (p.e., Neiff, 1990; Bretschko, 1995; Poff *et al.*, 1997). Esta carência resulta em uma avaliação restrita das funções das vazões dos rios empobrecida, resumindo-se a uma descrição dos fatores físicos importantes para organismos aquáticos (corrente, substrato, temperatura e oxigênio).

A ausência da abordagem ecológica não permitiu, também, a percepção do grande salto paradigmático existente entre os métodos hidrológicos, hidráulicos e de simulação de habitats em relação aos métodos holísticos, colocando IFIM e BBM como alternativas de igual importância, para avaliação em médio e longo prazo pelo órgão ambiental. Como analisado anteriormente, o IFIM é o ápice do desenvolvimento do paradigma utilitarista dos biólogos pesqueiros do final da primeira metade do século XX. Já o método de construção de blocos (BBM) é o primeiro esforço de construção de uma metodologia holística, apresentando potencial para grande aperfeiçoamento e desenvolvimento.

Na continuidade do problema da adaptação de métodos para bacias com carências de dados, e tendo acesso aos estudos efetuados no resto do mundo, Cruz (2001) faz uma avaliação conceitual e técnica da avaliação de disponibilidades hídricas para outorga, incluindo uma análise dos aspectos referentes à proteção ambiental, apresentando pequena revisão das metodologias propostas a nível mundial, incluindo referência ao conceito de pulso de vazões, regime de flutuação natural dos rios e aos métodos holísticos, citando as revisões de Tharme (1996), Sarmiento & Pelissari (1999) e Lanna & Benetti (2000). A autora procurou simular os impactos da implementação de uma metodologia de otimização para outorga, tendo concluído que *“o critério de outorga, baseado em vazões de referência, é pouco agressivo ao ambiente. Isso devido à fraca influência na alteração do padrão de pulsos hidrológicos dos rios, devendo-se, porém, tomar cuidado quando do seu uso em sistemas sujeitos a obras de regularização”*.

Embora a aplicação da outorga, otimizada para critério de vazão de referência preserve certo grau de variabilidade das vazões, esta é obtida dentro do referencial marco zero (Silveira *et al.*, 1998), o que significa que as vazões de proteção ambiental, estimadas conforme a $Q_{7,10}$, podem estar excessivamente rebaixadas em função da demanda pela

irrigação. Deste modo, embora a simulação efetuada demonstre a manutenção do padrão de variabilidade das vazões, não existe a resposta de qual reação os ecossistemas apresentarão para uma mudança permanente das magnitudes dos pulsos.

Teoria e realidade: uma pedra no caminho do processo de tomada de decisões

A implementação da outorga do uso da água, necessária tanto para a implementação do sistema de gestão dos recursos hídricos, como para instrução dos processos de licenciamento ambiental, impõe a necessidade de desenvolvimento metodológico adaptado para a realidade riograndense e brasileira. Este desenvolvimento deverá ser construído sobre uma abordagem holística, que considere o ecossistema rio como unidade de manejo, como determinado no Decreto nº 37.033 (“água necessárias para manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos”), mas consistente com o grande quadro de carência de dados existente.

Ou seja, a metodologia deve ser constituída dentro de um sistema de apoio à tomada de decisões. Decisões que não esperam a elaboração de estudos longos.

Por este ponto de vista, a metodologia de construção de blocos (BBM), seria a mais adaptada, uma vez que construída sobre dados já existentes e com uma dinâmica relativamente rápida. Se a base de dados é boa, a decisão é boa. Se a base de dados é fraca, constrói-se a decisão possível, que deverá ser modificada, ou não, à medida que novas informações possam ser agregadas ao processo decisório, levando a uma nova rodada de avaliação do regime de vazões remanescentes recomendado.

Esta dimensão conduz ao manejo adaptativo, uma abordagem de gestão que incorpora a gestão das incertezas no processo de tomada de decisões (Mendondo *et al.*, 2002).

Como a situação de carência de dados, assim como a necessidade de adoção da abordagem marco zero, leva a um quadro de grande incerteza quanto aos efeitos das decisões tomadas, a necessidade de adoção de regras flexíveis de manejo torna-se imperativa.

Além desses condicionantes teóricos, existem ainda os condicionantes operacionais, como a existência de equipes interdisciplinares familiarizadas com o rio objeto de

avaliação e, também, habituadas ao trabalho em equipe. Equipes grandes, hoje, são de difícil mobilização, o que acentua a necessidade de construção de alternativas para abordar o problema de forma simples, mas plenas de significado ecológico.

Estas necessidades, quando avaliadas juntamente com uma abordagem holística, podem remeter para uma inversão do problema.

Será que o mais importante, para aplicação imediata, uma vez que a recomendação para obtenção de dados e constituição de processos holísticos de recomendação de regimes ecológicos de vazões é projetada ao futuro, é avaliar as conseqüências da aplicação de um método disponível e de aplicação viável no contexto da bacia hidrográfica sobre o ecossistema rio?

No caso de resposta positiva, a construção do significado ecológico passa por um aspecto chave, que é a identificação de variáveis indicadoras do estado do ecossistema rio que possam ser utilizadas tanto para monitorar o comportamento do sistema em seções de referência, como para inferir a ocorrência de determinados comportamentos hidrológicos em seções desprovidas de dados.

O caminho se faz ao andar

A revisão aqui apresentada remete para a necessidade de construção de abordagens metodológicas baseadas no manejo adaptativo, buscando-se adaptar uma abordagem holística ao quadro de carência ou ausência de dados ecológicos adequados para um estudo aprofundado da relação entre o regime de pulsos e os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

Aqui, o termo holístico refere-se a uma abordagem onde a seleção de variáveis indicadora do estado do sistema necessariamente reflita o estado de propriedades emergentes do sistema, não somente uma noção de que leva em conta “tudo”. Poucas variáveis representantes do estado de processos relativos a propriedades emergentes de um sistema podem dar resultados mais efetivos para a tomada de decisões do que uma grande quantidade de informações de processos que ocorrem em níveis inferiores da hierarquia ecológica (holarquia).

Um caminho, que na revisão de Tharme (2003) aparece muito pouco, refere-se ao estudo da vegetação ao longo da planície de inundação, utilizando-se caracteres

funcionais e formas de vida como indicadores do estado de adaptação ao regime de pulsos hidrológicos e as classes de cobertura como manifestações da sucessão em resposta aos eventos de inundação de grande amplitude.

A construção metodológica: FFTSint - um instrumento para análise de recorrência de pulsos em análise espectral de séries hidrológicas diárias.

A ancoragem ecológica passa pela identificação de que constituintes do regime de pulsos hidrológicos apresentam significância, que não são meramente acaso, mas implicam em certo grau de recorrência previsível. Neste estudo, o Capítulo II apresenta um instrumento desenvolvido para esse fim.

O regime de flutuação de fatores ambientais no tempo é reconhecido como um dos principais fatores do ambiente (Margalef, 1977; Odum, 1988; Begon, Harper & Townsend, 1996; Krebs, 2001). No caso de ecossistemas aquáticos, o regime de flutuações das vazões e, conseqüentemente, das cotas de inundação, representa a principal função de força do sistema, regulando a heterogeneidade temporal e espacial da paisagem do rio (Vannote *et al.*, 1980; Neiff, 1990; Bretschko, 1995; Neiff, 1996; Motta-Marques, Irgang & Giovannini, 1997; Poff *et al.*, 1997; Cruz, Porto & Silveira, 1998; Oliveira, 1998; Irgang, 1999; WCD, 2000; Benda *et al.*, 2004; Neiff *et al.*, 2005). Na esteira da produção teórica, surgiram os instrumentos para descrição do regime de pulsos de um corpo de água, entre os quais se destacam o índice FITRAS (frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e sazonalidade; Neiff, 1990) e os softwares IHA (Richter *et al.*, 1996) e PULSO (Neiff & Neiff, 2003). No entanto, ambos os softwares descrevem aspectos diversos das séries temporais considerando as flutuações como um todo, sem um filtro que permita interpretar quais pulsos apresentam recorrência significativa, ou seja, pulsos que apresentem certo grau de regularidade que lhes confirmam valor adaptativo. Os biólogos evolucionistas afirmam que as flutuações dos fatores ambientais, caracterizadas por amplitude, frequência e previsibilidade, podem afetar ou impedir o padrão de adaptação das espécies (Futuyama, 1992). Junk & Wantzen (2004), ecólogos de rios, escreveram que pulsos previsíveis favorecem a adaptação dos organismos.

Para o caso de um pulso que apresenta um certo grau de previsibilidade, a distribuição de probabilidades ao longo do periodograma não é significativamente a mesma. Nesse caso, se o pulso significativo beneficia a variedade A em relação às outras, a seleção natural tenderá a favorecer esta variedade, garantindo uma maior descendência para sua prole, aumentando a participação da sua carga genética na população. Ou seja, somente os pulsos que apresentam recorrência significativa possuiriam valor adaptativo (no sentido evolutivo ou darwiniano).

Pode-se, portanto, construir hipóteses relativas à memória de sistemas ribeirinhos quando se conhecem os pulsos significativos dos hidrogramas. Para tal, é necessário que se construa um filtro que remova os conteúdos aleatórios, permanecendo os componentes que apresentam previsibilidade. Este processo resulta na construção do hidrograma significativo.

Nesta pesquisa, discute-se uma abordagem para utilização de um algoritmo para testar a significância estatística de pulsos hidrológicos, a partir da análise espectral de séries hidrológicas diárias e de séries sintéticas diárias, seguida da obtenção do hidrograma significativo, ou seja, da série reconstruída a partir da filtragem efetuada no espaço das frequências com base nos picos significativos.

A análise espectral, através da transformada rápida de Fourier (FFT), é uma das técnicas mais difundidas para descrição das periodicidades presentes em séries temporais (Legendre & Legendre, 1998). Como trata-se de um processo reversível, pode-se utilizar a transformada de Fourier para representar a série temporal alternativamente entre os domínios do tempo e da frequência. Esta propriedade pode ser utilizada para a filtragem dos dados (Press *et al.*, 1992), conforme descrito a seguir.

Admitindo-se que uma série de vazões diárias apresenta componentes periódicos sobrepostos a componentes aleatórios, pode-se utilizar a FFT para converter a série do domínio do tempo (série temporal) para o domínio da frequência (espectro de potência, ou seja, a quantidade de variância das vazões contida em cada frequência), e filtrar a série neste domínio, para depois obter uma série no domínio do tempo filtrada. Para isso, inicialmente, procede-se a um processo de geração de séries sintéticas diárias, utilizando-se algoritmos que tenham significado hidrológico tais como DIANA (Kelman, 1980) e SOSN (Mine, 1990). Com estas séries geradas, obtêm-se, então, a FFT para testar as periodicidades para graus variados de significância. Definida a significância, pode-se eliminar da representação, no domínio da frequência, os valores

que resultaram não significativos e proceder à transformação inversa, a fim de obter-se a representação da série no domínio do tempo, filtrada dos componentes aleatórios, que pode ser chamada de hidrograma significativo.

O núcleo da abordagem proposta está no teste de hipóteses de significância de picos no espectro de potência (teste em todas as frequências) da série de vazões diárias. Nesse teste, a hipótese nula implica na aceitação de que os valores da função de potência (variância) em uma dada frequência são gerados ao acaso. Se esta hipótese é verdadeira, a quantidade de variação da série temporal explicada por uma periodicidade representada pela frequência em teste, expressa na função de potência, quando comparada com os valores obtidos para as séries sintéticas, raramente ultrapassará o valor da série original.

Para implementar o teste desta abordagem, foi utilizada uma série de vazões diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul, situada no município de Rosário do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil.

O estudo realizado apresenta o FFTSint, que é um instrumento que permite que se façam ensaios para particionar a série temporal de vazões diárias em duas séries para um dado nível de significância: a série filtrada, que contém os componentes periódicos significativos e a série dos resíduos, que contém os componentes aleatórios. Esta analogia pode ser aplicada aos paradigmas da teoria dos sistemas ecológicos e ser estendida para a análise de resposta dos sistemas ripários ou ribeirinhos. Como uma e outra série estão associadas a mecanismos diferentes do sistema (a série periódica permitiria a incorporação de informações na estrutura do sistema, permitindo um alto grau de resistência do sistema, enquanto que a série aleatória estaria associada a mecanismos de resiliência do sistema, ou seja, a capacidade do sistema de retornar a um estado meta-estável após uma perturbação forte), espera-se que este instrumento permita uma série de testes sobre a relação que existe entre periodicidade, resistência e resiliência de ecossistemas.

As opções de teste, incluindo a possibilidade de uso de vários níveis de significância, permitem avaliar a relação entre os componentes periódicos e aleatórios dos pulsos e sua relação com propriedades do sistema. Desta forma pode-se identificar, para cada sistema concreto, qual o nível de significância que permite que um sistema responda com mecanismos adaptativos para os componentes periódicos e com mecanismos sucessionais para os componentes aleatórios.

É possível, também, testar a existência de respostas amplificadas do sistema. O programa permite analisar a amplificação para várias proporções da variância total da série original. Isto porque um sistema pode apresentar graus variados de “percepção”, de modo que sua resposta pode ser amplificada por um fator que é a priori desconhecido. Ao permitir, também, a variação desta proporção, a abordagem permite que sejam efetuadas análises que identifiquem o grau de amplificação do sinal que está manifestado na estrutura do sistema.

Entre as aplicações possíveis da abordagem de filtragem proposta está a análise de gradientes em planícies de inundação, estudos referentes à vazão remanescente ou ecológica, planejamento de programas de monitoramento (definição do mínimo período amostral), definição de restrições às regras operativas de reservatórios, entre outros.

A caracterização dos pulsos hidrológicos, decompostos nos seus componentes periódicos e aleatórios, pode ser efetuada, após o tratamento proposto, em softwares como IHA (Richter et al., 1996) e Pulso (Neiff & Neiff, 2003).

No capítulo 3 desta tese, encontra-se a formulação e o detalhamento do modelo desenvolvido, bem como os resultados da aplicação para a série de Rosário do Sul e respectiva análise.

Prescrevendo o regime de vazões remanescentes: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil).

O cruzamento do hidrograma significativo com informações fornecidas pela vegetação ao longo da planície de inundação fornece a etapa final da metodologia proposta de ancoragem ecológica do estudo de prescrição de vazões remanescentes em situação de carência de dados. A metodologia proposta, bem como os resultados para a estação Rosário do Sul, rio Santa Maria, no qual se fez o estudo de caso, são apresentados no Capítulo III.

A definição da vazão ecológica tem implicações legais e práticas para a gestão dos recursos hídricos. No Brasil, somente as vazões que restam da subtração das vazões necessárias ao atendimento das necessidades do abastecimento público e da vazão

ecológica podem ser outorgadas para outros usos (Silveira *et al.*, 1998; Cruz, 2001). No entanto, a sua quantificação pelas instituições responsáveis pela instrução dos processos de outorga é limitada pela realidade mais comumente encontrada: a de escassez ou ausência de dados hidrológicos e ecológicos na maior parte dos rios brasileiros (Silveira *et al.*, 2005). Outra limitação refere-se ao tempo disponível para que os tomadores de decisões concedam ou não outorga para uma determinada demanda de uso da água.

Um problema em avaliação de vazões ecológicas, refere-se ao antagonismo entre o significado ecológico das metodologias empregadas e a qualidade e quantidade das informações disponíveis. Em geral, metodologias holísticas, como DRIFT e BBM (revisadas em Postel e Richter, 2003 e Gordon *et al.*, 2004) são intensivas em informações de uma grande quantidade de especialidades, sejam publicadas ou oriundas de conhecimentos acumulados de experts. Já os métodos simples, baseados na análise hidrológica, como os métodos de Tennant e RVA, possuem uma amarração ecológica muito frágil, mas são rápidos e de baixo custo. A segunda opção acaba prevalecendo nos órgãos, como consequência da pressão resultante da tramitação dos processos administrativos.

A seguinte questão é abordada neste estudo:

Como amarrar ecologicamente as estimativas do hidrograma para locais com carência de dados?

De acordo com Pillar & Sosinski Jr. (2003), os tipos funcionais de plantas (PFTs) são grupos similares de plantas em um dado conjunto de caracteres, similares na sua associação com certas variáveis, as quais podem representar adaptações das plantas a um conjunto de flutuações ambientais.

Se a vegetação representa a resposta de um processo de sucessão, a distribuição da mesma também pode ser explicada em termos do regime de pulsos das águas na planície de inundação, assumindo-se que esta é a variável chave para as áreas úmidas (Dennison & Berry, 1993; Neiff, 2003). Tanto cotas, que estão relacionadas às diferentes probabilidades de inundação, como cobertura vegetal, podem ser representadas como mapas e analisadas através de tabulação cruzada em sistemas de informações geográficas (Mendes & Cirilo, 2001; Cruz & Pereira Filho, 2005).

Assim, a vegetação, estudada nestas duas escalas, pode permitir o estudo da relação entre regime hidrológico e as necessidades de vazões para as comunidades vegetais. A

análise da distribuição das classes de cobertura vegetal e da distribuição de tipos funcionais de plantas, em relação às cotas de inundação e suas variáveis descritivas de regime hidrológico, poderia indicar o grau de ajuste entre o regime hidrológico e adaptação, por um lado, e entre o regime hidrológico e a sucessão, pelo outro. Esta análise poderia permitir a ancoragem ecológica de métodos hidrológicos, em condições de carência de dados. Para tal, as fontes de dados necessárias seriam a série de vazões ou cotas, a curva-chave, fotografia aérea, levantamento topográfico da seção hidrológica de referência e de tipos funcionais de plantas. Estas informações poderiam ser padronizadas e a coleta de dados de vegetação poderia ser efetuada por pessoal de nível médio, facilitando a implementação do método.

Essa abordagem permite que a pergunta seja invertida. Ao invés de se perguntar qual é o regime de vazões que o rio deve ter, perguntar-se-ia qual o significado ecológico de uma recomendação de vazões remanescentes, estabelecendo-se um conjunto de restrições que devem ser obedecidas pelos manejadores do recurso hídrico.

Estudo de Caso: Como Fazer

A seção hidrológica de referência utilizada como área de estudo foi localizada na margem direita do rio Santa Maria, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul (código 76310000), situada em município de mesmo nome, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (coordenadas UTM, *datum* SAD69, 700546 E, 6652596 N, fuso 21 S). O rio Santa Maria, juntamente com o rio Ibicuí-Mirim, é formador do rio Ibicuí, afluente da margem esquerda do rio Uruguai, que marca a fronteira entre Brasil e Argentina.

A série de vazões diárias utilizada cobre o período de 01/06/1967 até 31/12/2000.

O levantamento topográfico da seção da margem direita do rio Santa Maria foi efetuado em fevereiro de 2004, utilizando-se uma estação total, referenciando-se o nível ao zero da régua linimétrica da estação fluviométrica.

O mapa de cobertura foi obtido a partir da interpretação de fotografia aérea em escala de 1:60.000 (SA-1030, faixa 067, fotografia 2507, de 16/05/1996). A fotografia foi georreferenciada com base em fotografias aéreas de pequeno formato (35mm) obtidas em fevereiro de 2004, com escala aproximada de 1:5.000 no negativo, através da

visualização de alvos brancos de 50x50cm fixados no solo e demarcados no levantamento topográfico.

As classes utilizadas na definição da cobertura vegetal foram efetuadas levando-se em conta aspectos claramente distinguíveis da cobertura vegetal, identificáveis por pessoal com pouco treinamento (a metodologia tem que ser acessível para a maior parte dos técnicos que atuam na área da gestão dos recursos hídricos). Foram utilizadas as seguintes categorias: vegetação arbustiva, arrozal, campo sujo, mata baixa, mata alta, vegetação parque, campo, sarandizal e duas classes de solo descoberto: areia e estrada.

Para caracterização da distribuição dos tipos funcionais de plantas, foram distribuídas 24 unidades amostrais ao longo da área de estudo, considerando-se o grau de homogeneidade do uso e cobertura, o gradiente altimétrico e a acessibilidade (evitou-se abrir qualquer tipo de trilhas no ambiente). A decisão para localização das unidades foi tomada a campo, juntamente com o desenvolvimento do levantamento topográfico.

Em cada unidade amostral foi avaliada a cobertura de tipos de plantas, consideradas como tipos funcionais, sendo classificadas como morfotipos de fomas de vida.

O Programa FFTSint foi rodado com filtros com significância (α) iguais a 0,01 e 0,05.

A caracterização dos pulsos hidrológicos, para cada cota que continha uma unidade amostral, foi efetuada utilizando-se os programas Pulso 1.0.5 (Neiff & Neiff, 2003) e IHA v.7.0.0beta3 (Richter *et al.*, 1996).

De acordo com a distribuição dos valores das variáveis avaliadas, foi possível separar cinco classes de cotas de acordo com o padrão de inundação. A primeira classe expressa o intervalo de cotas com inundações muito freqüentes, situadas entre o talweg e a primeira unidade amostral (ponto em que foi descrita a vegetação). A segunda classe, de inundações freqüentes, foi definida em função da existência de pelo menos um mês no ano em que, considerada uma permanência de 90%, ocorre inundação. A terceira classe, de inundação rara, inclui o intervalo de cotas em que ocorre ao menos um evento de inundação na série. A quarta inclui as cotas em que não ocorrem pulsos, ou seja não ocorrem eventos de inundação durante todo o período da série temporal. A última classe refere-se as cotas situadas na borda externa da planície de inundação (fora do intervalo estudado).

Os detalhes do processamento bem como da identificação das cinco classes podem ser consultados no capítulo 3.

Estudo de Caso: Resultados

Observou-se nos diferentes hidrogramas filtrados com os diferentes níveis de significância, que a aparência geral do hidrograma torna-se menos complexa com o aumento da significância do processo de filtragem. Os grandes picos de cheias vão sendo eliminados até restar um conjunto de pulsos de baixa amplitude e alta frequência, concentrados em uma faixa muito mais estreita de cotas. Este resultado mostra que a previsibilidade dos pulsos (ligada à periodicidade) está mais relacionada aos pulsos de baixa amplitude de cotas e alta frequência, enquanto as flutuações de alta amplitude de cotas, as grandes cheias, possuem muito baixa previsibilidade e estão associadas a fenômenos irregulares de baixa frequência. Se a hipótese inicial está correta, as plantas situadas nas cotas mais baixas teriam condições de acumular mais adaptações ao regime de pulsos de inundação, manifestando um maior grau de ajuste com os caracteres funcionais das plantas, enquanto que as plantas situadas nas cotas raramente sujeitas à inundação e com menor grau de previsibilidade, responderiam como uma perturbação que direciona uma dinâmica de lacunas, mais ligada à distribuição da comunidade como um todo (sucessão).

Observou-se, também, que existe uma relação significativa entre a cobertura do solo e as classes de frequência de inundação. No entanto, observa-se, também, que o poder explicativo desta relação cai com o aumento da significância do filtro aplicado à série temporal de cotas, ou seja, quanto mais completa a série temporal, que pode ser representada como a soma dos componentes periódicos e de componentes aleatórios, maior a participação dos componentes aleatórios.

Os resultados demonstram que em todas as três séries (original e filtradas com $\alpha = 0,01$ e $\alpha = 0,05$) de cotas diárias foram selecionados, por máxima congruência, os mesmos sub-conjuntos de caracteres funcionais (forma de crescimento, inclinação da planta, tipo da folha, cerosidade na folha, glândulas na folha, largura do talo, tipo de talo e talo com pelos) e o mesmo número de grupos definidores de tipos funcionais de plantas. Neste caso, cada forma de vida (enraizadas no substrato com caules e folhas emergentes, anfíbias herbáceas, anfíbias arbustivas, anfíbias sub-arbustivas) equivale a um tipo funcional de planta.

Assim, os dados sustentam a hipótese de que nas cotas mais altas predominam processos ligados à sucessão, enquanto que nas cotas mais baixas predominam processos ligados à adaptação. Sendo esta hipótese verdadeira, pode-se propor uma forma mista de recomendações de regime de inundações com vista a definição de vazão ecológica, utilizando-se descritores de cotas ambientais baseados na série original para cotas raramente inundadas e descritores associados à série filtrada com $\alpha = 0,01$ para as cotas freqüentemente inundadas. Isto porque na série original o peso relativo dos componentes aleatórios é maior nas cotas altas, enquanto que na série filtrada com $\alpha = 0,01$ é maximizada a previsibilidade nas cotas baixas.

Esta combinação de resultados permite a proposição de uma abordagem de recomendação de vazões ecológicas, baseadas em índices hidrológicos, que possui uma amarração ecológica. Para tal, o primeiro passo é particionar a série temporal de vazões ou cotas em séries original e filtrada com base em significância de 0,01 e 0,05, utilizando-se o programa FFTSint. O segundo passo envolve a quantificação dos índices hidrológicos utilizando-se os programas IHA e Pulso. No terceiro passo, identificam-se, com base nas matrizes de índices hidrológicos, os intervalos de cotas de inundação freqüente, rara e sem inundação, considerada a permanência de 90% da lâmina de água sobre a cota. Este processo é efetuado para a série original e para a série filtrada com $\alpha = 0,01$. Após, define-se, com base nos percentis de 90%, as restrições para o regime de vazões ecológicas, considerando-se os descritores da série original para o intervalo de cotas raramente inundados e da série filtrada com $\alpha = 0,01$ para o intervalo de cotas freqüentemente inundados. Os dados da série filtrada com $\alpha = 0,05$ são utilizados para ajuste da zona de transição.

O regime deve ser tomado como um espaço de restrições no espaço multivariado definido pelas variáveis indicadoras do regime de pulsos de inundação. Deste modo, o órgão responsável pela gestão das águas não terá necessidade de definir o método utilizado para propor a vazão ecológica. Como proposta de encaminhamento do processo de instrução de outorga do uso da água, poderia ser gerado um conjunto de séries sintéticas com base na série sem o uso proposto e com o uso proposto. Com base neste número de séries sintéticas, seria procedida a metodologia de partição do hidrograma, conforme abordagem proposta neste trabalho, e definidos os intervalos de cotas para comparação com a matriz de restrições ecológicas ao regime de vazões. Calculam-se, então, os índices nos programas IHA e Pulso para as séries sem uso e com

uso e comparam-se os resultados obtidos. Neste caso, considera-se que um empreendimento não deve piorar a situação existente na bacia (critério do marco zero; Silveira *et al.*, 1998). Deste modo, pode-se considerar os índices calculados para a série sem uso como base para o conjunto de restrições ambientais definidas para o regime de uso da água proposto pelo usuário da água.

Conclusões

A revisão do estado da arte das propostas de prescrição de vazões ecológicas, efetuada sobre a luz dos avanços da ecologia de sistemas fluviais, permitiu identificar a necessidade de construção metodológica para recomendação de regimes de vazões ecológicas para a realidade de carência ou ausência de dados. Observou-se que as metodologias disponíveis ou estão em descompasso com os avanços teóricos obtidos na compreensão da relação entre vazões e funcionamento ecológico dos rios, ou dependem de uma grande quantidade acumulada de conhecimentos sobre o rio, o que inviabiliza a sua aplicação para a realidade dominante de carência ou ausência de dados.

A revisão permitiu perceber que, para viabilizar a sua aplicabilidade nos sistemas de gestão das águas, esta construção metodológica deve ser construída com base no estudo de variáveis indicadoras de propriedades emergentes do sistema, relativamente rápidas de serem levantadas e simples o suficiente para serem disseminadas entre os técnicos envolvidos na instrução dos processos de outorga de direitos do uso da água.

Foi possível concluir, também, que para que se possa avaliar de forma holística a relação entre os pulsos de inundação e propriedades emergentes dos sistemas ribeirinhos, deve-se identificar, na série de cotas de inundação, os componentes periódicos, associados aos processos de adaptação, e os componentes aleatórios, associados aos processos de sucessão. A abordagem proposta, expressa no programa FFTSint, demonstrou a viabilidade de equacionar este problema, separando os componentes periódicos de acordo com níveis de significância definidos pelo usuário do programa.

Definido o procedimento para particionar a série temporal de cotas de inundação em seus componentes periódicos e aleatórios, mostrou-se como a distribuição de caracteres

funcionais de plantas e de tipos de cobertura vegetal pode permitir a interpretação ecológica das séries temporais de cotas de inundação.

Outro resultado significativo desta pesquisa, é a constatação de que as comunidades vegetais respondem de forma diferente em relação aos componentes periódicos, ou seja previsíveis, do hidrograma e aqueles aleatórios. Este fato permite que se faça uma análise de como existe o ajuste entre processos adaptativos, manifestados em caracteres funcionais e ligados aos componentes mais previsíveis, e processos de sucessão, manifestados nos tipos de cobertura vegetal e mais associados aos componentes aleatórios do hidrograma.

Essa relação permite, também, verificar como esses padrões de aleatoriedade e periodicidade se distribuem ao longo das cotas da planície de inundação, definindo intervalos de cotas de acordo com maior ou menor frequência de pulsos de inundação.

Verificou-se que o estudo de vegetação baseado em formas de vida e caracteres funcionais, simples de serem observados, é sensível às variações das variáveis descritoras do regime de pulsos hidrológicos, permitindo, assim, a sua utilização como fonte de informações para amarrar ecologicamente metodologias para definição de vazões ecológicas com base nas séries de cotas/vazões.

A principal constatação desta tese é que a metodologia proposta é adaptável ao processo de tomada de decisões em condições de carência de dados, uma vez que depende somente de um levantamento topográfico da seção hidrológica de referência, das séries de vazões estimadas ou medidas para a seção e de um levantamento de vegetação baseado em variáveis simples e que são fáceis de serem implementadas por técnicos ligados aos usuários da água ou aos órgãos do sistema de gestão dos recursos hídricos. A aplicabilidade da metodologia proposta constitui-se, portanto, na principal contribuição desta tese.

Porém, a metodologia proposta somente deve ser aplicada em um sistema que envolve o manejo adaptativo, uma vez que a amarração proposta não esgota a complexidade da relação entre pulsos hidrológicos e os diferentes processos ecológicos interdependentes existentes nos ecossistemas fluviais. Serve como uma proposta de início para definição de vazões ecológicas para situações de carência de dados, mas com amarração ecológica mínima.

Citações Bibliográficas

- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3 ed., Oxford: Blackwell Science. 1068 p.
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. 2004. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, no. 5, p 413-427.
- BRETSCHKO, G. 1995. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. *Hydrobiologia*, vol. 303, p. 83-91.
- CÁNEPA, E.M.; ZORZI, I.; GRASSI, L.A. T. & SOARES NETO, P.B. 2001. *Os Comitês de Bacia no Rio Grande do Sul: Formação, Dinâmica de Funcionamento e Perspectivas*. (disponível em <http://www.abes-rs.org.br/rechid/comites-2-a.htm>, acesso em 14/05/2005).
- COMITESINOS. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. 2004. *Como tudo começou. Surge o Comitesinos*. (disponível em http://www.comitesinos.com.br/como_comecou/surge.htm, acesso em 14/05/2005).
- CRH. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. 1999. *Avaliação qualitativa das disponibilidades e demandas de água na bacia hidrográfica do Baixo Jacuí*. Secretaria das Obras Públicas, Saneamento e Habitação do Governo do Estado do Rio Grande do Sul (SOPSH), Fundo de Investimentos em Recursos Hídricos. Porto Alegre. RS. (Relatório técnico)
- CRUZ, J.C. 2001. *Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 189 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).
- CRUZ, R.C. 1995. *Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal*. Porto Alegre: Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 109 p. (dissertação de Mestrado).
- CRUZ, R.C. 2000. *A implementação da outorga do uso da água na Bacia do Rio Santa Maria: o papel do conteúdo informativo e complexidade dos níveis hidrológicos e da avaliação dos tipos funcionais de áreas úmidas na definição da vazão de proteção ambiental. Proposta de projeto para desenvolvimento de Tese*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia. 14 p. (Projeto).
- CRUZ, R.C. & PEREIRA FILHO, W. 2005. 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. p.57- 89.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L. & SILVEIRA, G.L. 1998. Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal. In: *Anais*. I Fórum de Geo-Bio-Hidrologia, Estudos em Vertentes e Micro-Bacias Hidrográficas. Curitiba, UFPR, v.1, p. 184-189.

- DENNISON, M.S. & BERRY, J.F. 1993. *Wetlands: Guide to Science, Law, and Technology*. Park Ridge: Noyes Publications. 429 p.
- DIAS, G.F. 2000. *Educação Ambiental: Princípios e Práticas*. 6 ed., São Paulo: Ed. Gaia. 551 p.
- FUTUYAMA, D.J. 1992. *Biologia Evolutiva*. 2 ed., Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética. 631 p.
- GORDON, N.D.; McMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L.; GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists*. 2 ed., Chichester: John Wiley & Sons. 429 p.
- HAUSEN, Ê.C. 1989. Introdução. In: HAUSEN, Ê.C. et al. (coords.). Seminário Bacia do Gravataí: proposta de gerenciamento. *Anais*. Porto Alegre: Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha; Instituto Goethe e Ed. Dubus. p. 9-10.
- IRGANG, B.E. 1999. *Comunidades de Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 149 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. 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. p. 117-140.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v. 106, p.110-127.
- KELMAN, J. 1980. A Stochastic Model for Daily Streamflow. *Journal of Hydrology*, vol. 47, p 235-249.
- KREBS, C.J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 5 ed., San Francisco: Benjamin Cummings. 695 p.
- LANNA, A.E. & BENETTI, A.D. 2000. *Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica no Rio Grande do Sul. Relatório Final*. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental. 82 p. (Relatório Técnico)
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed., Amsterdam: Elsevier. 853 p.
- LINDEMAN, R.L. 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, vol. 23, no. 4, p 399-418.
- MARGALEF, R. 1977. *Ecologia*. 2.ed. Barcelona: Ed. Omega. 951 p.
- McCORMICK, J. 1992. *Rumo ao Paraíso: A História do Movimento Ambientalista*. Rio de Janeiro: Relume-Dumará. 224 p.
- MENDES, C.A.B. & CIRILO, J.A. 2001. *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação*. Porto Alegre: ABRH. 535 p.
- MENDIONDO, E.M.; MARTINS, E.S.P.R. & BERTONI, J.C. 2002. Gestão das Incertezas Hidrológicas no Auxílio às Políticas Hídricas para o Manejo Integrado de Bacias. In: *Anales*. XIX Congreso Nacional del Agua, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina, 13 a 16 de agosto de 2002. 7 p.
- MINE, M.R.M. 1990. Geração de Vazões Médias Diárias pelo SOSN. *Revista Brasileira de Engenharia*, vol. 8, num. 1, p 51-64.
- MOTTA-MARQUES, D.M.L. & IRGANG, B.E. 1996. Hidroperíodo e Comportamento Biológico do Banhado do Taim. In: TUCCI, C.E.M. *Comportamento Hidrológico do Taim. Relatório. Vol.1*. Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, IBAMA. p. 50-81.

- MOTTA-MARQUES, D.M.L.; IRGANG, B.E. & GIOVANNINI, S.G.T. 1997. A importância do hidroperíodo no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo – o caso da Estação Ecológica do Taim. *In: Anais. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Vitória, ES: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 1-8.
- NEIFF, J. J., POI DE NEIFF, A. S. G., PATIÑO, C. A. E. & BASTERRA DE CHIOZZI, I. 2005. Prediction of Colonization by Macrophytes in the Yaciretá Reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Rev. Brasil. Biol.*, vol. 60, num.4, p 1-4.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, p. 424-441.
- NEIFF, J.J. 2003. Planícies de Inundação são Ecótonos? *In: HENRY, R. (org.) Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos: RiMa. p29-45.
- NEIFF, J.J. & NEIFF, M. 2003. *Pulso. Software para Analizar Fenômenos Recorrentes*. (disponível em <http://www.neiff.com> , acesso em 11/09/2003).
- ODUM, E.P. 1988. *Fundamentos de Ecologia*. 4.ed. Lisboa: Fund. Calouste Gulbekian. 927 p.
- OLIVEIRA, M.L.A.A. 1998. *Análise de padrões espaciais do Parque Estadual Delta do Jacuí – Mapeamento e subsídios ao zoneamento da unidade de conservação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 233 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- PILLAR, V.D. & SOSINSKI Jr, E.E.. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science*, v.14, p. 323-332.
- POFF, L.N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E. & STROMBERG, J.C. 1997. The Natural Flow Regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, vol. 47, no. 11, p. 769-784.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D.C.: Island Press. 253 p.
- PRESS, W.H.; TEUKOLSKY, S.A.; VETTERLING, W.T. & FLANNERY, B.P. 1992. *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing*. 2 ed., Cambridge: Cambridge University Press. 994 p.
- RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J. & BRAUN, D.P. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. *Conservation Biology*, vol. 10, num. 4, p 1163-1174.
- RIO GRANDE DO SUL. 1994. Lei nº 10.350 do Rio Grande do Sul, de 30 de dezembro de 1994.
- RIO GRANDE DO SUL. 1996. Decreto no 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul, prevista nos arts. 29, 30 e 31 da Lei n o 10.350, de 30 de dezembro de 1994.
- ROESSLER, H.L. 1986. *O Rio Grande do Sul e a Ecologia: crônicas escolhidas de um naturalista contemporâneo*. Porto Alegre: Martins Livreiro Ed. 219 p.
- SARMENTO, R. & PELISSARI, V.B. 1999. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. *In: ABRH. Livro de Resumos. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Belo Horizonte, MG, de 28/11 a 02/12/1999, p. 153. (texto completo no CD anexo).
- SCHÄFER, A. 1984. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade/GTZ. 532 p.

- SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. 1998. Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 3, n° 3, Jul/Set., 1998, p. 5-16.
- SILVEIRA, G.L. 1997. *Quantificação de Vazão em Pequenas Bacias com Carência de Dados Fluviométricos*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 172 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).
- SILVEIRA, G.L. da (coord.); CRUZ, J.C.; EMANUELLI, E.J.C.; IRION, C.A.O.; DOTTO, J.C.P.; CRUZ, R.C.; CABRAL, I.L.L.; MENEZES, L.C. & LUCERO, A.C.S. 1993. *Projeto Rio Santa Maria – Sistema de Avaliação de disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Relatório do Projeto*. Porto Alegre: SPO/CRH, UFSM/FATEC, 112 p.
- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; DEWES, R.; ARAÚJO, T.A. 2005. Concepção Geral. 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. p. 15 - 55.
- THARME, R. 1996. *Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers. Final Report*. Cape Town: Department of Water Affairs and Forestry. 116 p. (Technical Report)
- THARME, R. 2003. *Environmental Flow Assessment for Aquatic Ecosystems: a Database of Methodologies*. (disponível em <http://www.lk.iwmi.org/ehdb/EFM/efm.asp>, acesso em 23/09/2004).
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p130-137.
- WCD. WORLD COMMISSION ON DAMS. 2000. *Dams and Development: a New Framework for Decision-Making. The Report of The World Commission on Dams*. London: Earthscan Publications Ltd. 404 p.

I. O histórico do problema das vazões remanescentes: da construção do modelo conceitual de rio ao manejo adaptativo.

RESUMO

Neste artigo é feita uma revisão da ecologia de ecossistemas aquáticos e ribeirinhos associados aos cursos de água e de sua relação com as teorias e metodologias existentes para proposição de vazões ecológicas para a gestão dos recursos hídricos. É discutida a importância dos impactos das grandes barragens, do conservacionismo, da biologia pesqueira, da ecologia de paisagem e do movimento ambientalista sobre a evolução paradigmática que condiciona o espaço de criação dos trabalhadores da gestão, assim como a evolução da tecnologia da informação e a inércia de práticas acadêmicas e institucionais.

Demonstra-se que, embora as proposições de metodologias para avaliação de vazões ecológicas remontem meados do século XX, somente na última década deste século e início do século XXI é que brota uma jovem fluviologia, a partir da qual começam a ser propostas novas abordagens de recomendações de vazões ecológicas sincronizadas com os avanços na ecologia teórica. As novas abordagens holísticas desenvolvem-se sobre a perspectiva de uma gestão democrática dos recursos naturais, inseridas dentro da abordagem do manejo adaptativo.

ABSTRACT

In this article a revision of the ecology of water courses related aquatic and riparian ecosystems is made and its relation with the theories and existing methodologies for proposal of ecological outflows for the management of the water resources. It is argued the importance of the impacts of the great dams, conservation movement, fishing biology, landscape ecology and environmental movement on the paradigmatic evolution, that conditions the space of creation of the workers of the management, as well as the evolution of the information technology and the inertia of institutional and academics praxis. One demonstrates that, even so the proposals of methodologies for evaluation of ecological outflows retrace middle of century XX, only in the last decade of this century and beginning of century XXI is that sprouts a young fluviology, from

which it start to be elaborated new approaches of recommendations of ecological outflows synchronized with the advances in the theoretical ecology.

. The new holistic approaches are developed inside on the perspective of a democratic management of the natural resources, inserted of the boarding of the adaptative management.

Introdução: uma breve história da ecologia de rios

O problema das vazões remanescentes tem sido abordado historicamente de diversas maneiras. De acordo com Gillilan & Brown (1997), a doutrina ribeirinha (“riparian doctrine”) presente nas colônias inglesas trazia em si a idéia de que os rios tinham valor primário como amenidades. *“Os rios aumentam o valor das redondezas, e cada proprietário de terra ao longo do rio recebia em título os benefícios da água fluindo livre. Como originalmente construída, veio a ser conhecida como a interpretação de “vazão natural” da doutrina ribeirinha, a qual enunciava que os proprietários somente poderiam retirar água dos rios para propostas domésticas básicas como beber, banhar-se, cozinhar, e para o fornecimento de água para um limitado estoque de animais de criação. Era cobrada, pelo outro lado, a responsabilidade dos proprietários em manter o rio sem diminuição significativa de vazões e em condições sem poluição”*. De acordo com os autores, esta doutrina funcionou em situações de abundância de água onde existiam poucas demandas pelo uso consuntivo da água (“out-of-stream uses”). Com o advento da Revolução Industrial, a doutrina foi modificada dada a crescente demanda por outros usos dos rios, como água para a indústria, geração de energia e irrigação. Esta transformação foi consolidada na jurisprudência norte-americana em sentença do juiz Story do distrito de Rhode Island em 1827, na qual afirma que o direito pelo uso das águas dos rios foi anexado pela lei para a terra limítrofe aos rios. De acordo com esta interpretação, que veio a ser conhecida como do “uso razoável” (“Reasonable Use”), cada proprietário tem o direito de usar a água fluindo sobre a terra sem diminuí-la ou obstruí-la, e chamando atenção para ao fato de que o proprietário tem direito de uso, não de propriedade sobre a água.

Gillilan & Brown (*op.cit*) discutem a importância desta interpretação, uma vez que, na prática, permitiu a inexistência de limites para uma quantidade de uso da água. Para poder usar a água bastava ser proprietário de terrenos limítrofes. Proprietários que não possuíssem terras ribeirinhas não tinham nenhum direito sobre as águas. Novos usos

não eram impedidos para os proprietários, resultando em que as regras passaram a não ser seguras para situações em que não havia água suficiente para acomodar todos os usos desejados.

Essa mudança de interpretações ocorreu em paralelo com o avanço da revolução industrial e de crescente dominância de uma valoração unicamente utilitarista e econômica dos rios.

Esta mudança de interpretações do direito ripário, resultado das mudanças ocorridas na cultura dominante, não passou incólume e despercebida. Em 1854, em carta ao governo dos Estados Unidos da América, o chefe indígena Seattle escreveu:

“Onde está a água, desapareceu. [...] Essa água brilhante que escorre nos riachos e nos rios não é apenas água, mas o sangue de nossos antepassados. Se lhe vendemos a terra, vocês devem lembrar-se de que ela é sagrada, e devem ensinar às suas crianças que ela é sagrada e que cada reflexo nas águas límpidas dos lagos fala de acontecimentos e lembranças da vida de meu povo. O murmúrio das águas é a voz dos meus ancestrais. Os rios são nossos irmãos, saciam a nossa sede. Os rios carregam nossas canoas e alimentam nossas crianças. Se lhes vendemos nossa terra, vocês devem lembrar e ensinar a seus filhos que os rios são nossos irmãos e seus também. E, portanto, vocês devem dar aos rios a bondade que dedicariam a qualquer irmão” (*in* Dias, 2000).

Esta carta, escrita 27 anos após a sentença do juiz Story, demonstra o choque cultural entre a noção de natureza existente nas diversas culturas anteriores à Revolução Industrial e sua visão utilitarista. A percepção do chefe indígena sobre as consequências da industrialização e urbanização, que levam ao desaparecimento da água, feita a partir de sua visão tradicional, somente passarão a ser resgatadas, a partir de outras visões de mundo, a partir da segunda metade do século XX, não mais como sabedoria, mas como ciência e movimento ecológico, a partir do momento em que as consequências da degradação ambiental atingem escalas que começaram a comprometer a perpetuidade da civilização.

A união mística entre sociedade e natureza, presente na cultura tradicional, foi substituída pela visão cartesiana, mecanicista, que traz em si a separação da sociedade e da natureza, sustentada em uma crença quase religiosa na capacidade do ser humano de dominar a natureza e dela extrair as riquezas.

É a partir do final da primeira metade do século XX, com a fundação da ecologia de ecossistemas (Acot, 1990), com a reflexão sobre o potencial destrutivo do ser humano manifestado na Segunda Guerra Mundial e, em especial com a bomba atômica

(McCormick, 1992), que começam a surgir estudos para fundamentar uma valoração ecológica dos rios, reconhecendo-se serviços prestados pelos rios.

Inicialmente, na esteira da ecologia destas décadas, que era principalmente direcionada para estudos de populações e comunidades, assim como no estágio conservacionista do ambientalismo, preocupado em criar unidades de conservação, a percepção da degradação dos rios se tornava mais crítica em função dos impactos das represas sobre as populações de peixes, em especial dos peixes anádromos de alto valor para pesca comercial e esportiva, como o salmão.

É na década de 1950 que se dá o grande impulso para construção de grandes represas (Figura 1). O seu pico se dá nos anos setenta.

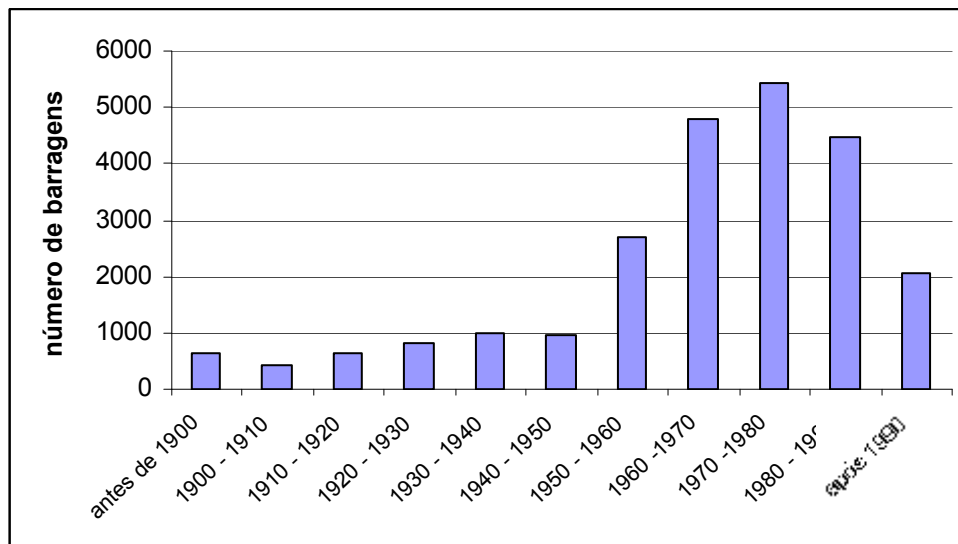


Figura 1. Construção de grandes barragens no mundo, excluía a China (World Commission on Dams, 2000).

Mas este crescimento exponencial não foi homogêneo no planeta. Deu-se, primeiramente na América do Norte, seguida pela Europa e finalmente pela Ásia. Observa-se que os países do hemisfério sul não seguiram com os mesmos ritmos de crescimento (Figura 2).

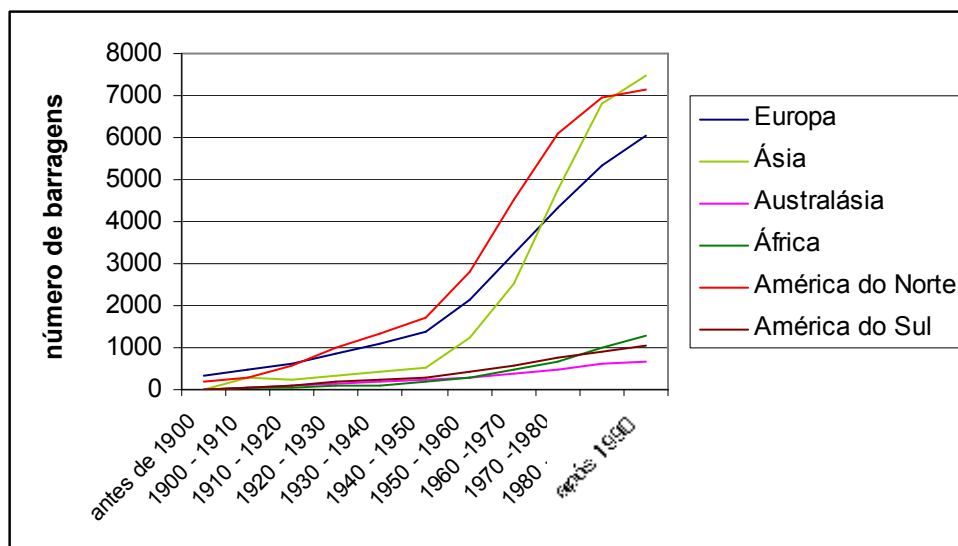


Figura 2. Número de grandes barragens no mundo, por continente, excluía a China (World Commission on Dams, 2000).

É perceptível a correlação entre esta inflexão na construção de barragens e o surgimento do primeiro estudo formal relacionado com as vazões que deveriam ser mantidas nos rios.

De acordo com Tharme (1996), métodos formais para prescrição de requerimentos de vazões remanescentes (IFR – “Instream Flow Requirements”) no leito dos rios iniciaram nos primeiros anos da década de 1950 no oeste dos Estados Unidos da América, sendo que o primeiro documento que apresenta um estudo sobre vazões remanescentes data do final da década de 1940, tendo sido conduzido pelo U.S. Fish and Wildlife Service para o trecho a jusante da represa Granby.

Também pode ser relacionada a preocupação com as populações de peixes, manifestadas nos primeiros trabalhos, com a dominância da visão conservacionista da época, empenhada na luta contra a extinção de espécies, com o estabelecimento de unidades de conservação, com o declínio de populações de espécies com importância comercial e esportiva e com o estágio ainda inicial da ecologia de ecossistemas. A ciência ainda não estava pronta para fornecer aos manejadores instrumentos teóricos adequados para o desenvolvimento de metodologias ecossistêmicas para os rios.

Em 1941, Lindeman estabeleceu as relações tróficas que unem biocenose e biótopo, fornecendo o quadro real do ecossistema. “O processo fundamental da dinâmica das relações tróficas é a transferência de energia de uma parte do ecossistema para outra” (Lindeman, 1942). Assim, ao reconhecer produtores, consumidores e decompositores, e sua ligação com os ciclos de nutrientes, ele rompe a dualidade e constitui o conceito monista de ecossistema. Os primeiros estudos foram efetuados em lagos e ecossistemas terrestres, organizados no eixo vertical (Schäfer, 1984). Rios, no entanto, são sistemas de fluxo, com separação espacial de funções, manifestadas horizontalmente. Os estudos efetuados em lagos e florestas não podiam explicar a dinâmica deste particular sistema natural.

A tentativa de construção de uma teoria ecossistêmica de rios somente viria com a Hipótese do Rio Contínuo (Vannote *et al.*, 1980) na década de oitenta.

Os anos sessenta foram marcados pelo terror da guerra fria e pela crescente consciência de que o ser humano tinha acumulado poder para sua própria extinção. Também nesta época surgem os primeiros movimentos ambientalistas não conservacionistas, motivados pela consciência dos impactos ambientais do desenvolvimento. O livro “A Primavera Silenciosa”, de Rachel Carson, editado em 1962, transformou-se em um marco de denúncia sobre os efeitos da poluição sobre a qualidade de vida. Em 1965

populariza-se a ética ambiental com Albert Schweitzer e surge a expressão “educação ambiental” na Grã-Bretanha (Dias, 2000). Nesta década, começa a se consolidar a demanda para que a ciência comece a constituir uma teoria ecológica que incorpore a sociedade.

A década de setenta, além de marcar a mudança de tendência na construção de grandes barragens nos países desenvolvidos, coincide com a institucionalização a nível global da crise ambiental da sociedade industrial, marcada pela Primeira Conferência Mundial de Meio Ambiente e Desenvolvimento, ocorrida em Estocolmo em 1972 (Dias, 2000). Nela se reconhece a interdependência entre sociedade e meio ambiente e se propõe o desenvolvimento sustentável como aquele no qual a exploração dos recursos naturais se dá de modo que sejam preservados para as gerações futuras. Em 1974, é dado o primeiro alerta sobre a possibilidade de redução da camada de ozônio no I Congresso Internacional de Ecologia. Em 1975 ocorre a Primeira Conferência Intergovernamental sobre Educação Ambiental, em Tbilisi. Ali se define que a finalidade da Educação Ambiental é “promover a compreensão da existência e da importância da interdependência econômica, política, social e ecológica da sociedade; proporcionar a todas as pessoas a possibilidade de adquirir conhecimentos, o sentido dos valores, o interesse ativo e as atitudes necessárias para proteger e melhorar a qualidade ambiental; induzir novas formas de conduta nos indivíduos, nos grupos sociais e na sociedade em seu conjunto, tornando-a apta a agir em busca de alternativas de soluções para os seus problemas ambientais, como forma de elevação da sua qualidade de vida” (Dias, 2000). Observa-se que este conceito engloba todas as premissas para que se dê a gestão ambiental. Ao mesmo tempo, manifesta uma profunda meta para a radicalização da democracia, ao reconhecer que não existe sustentabilidade do ambiente sem sustentabilidade das relações sociais e sem cidadania.

Neste contexto surge a Ecologia de Paisagem. Já em 1939, Troll, eminente geógrafo alemão, percebeu que a colaboração entre os enfoques horizontais e verticais, respectivamente de geógrafos e ecólogos, poderia resultar em uma nova eco-ciência. Em 1971 definiu paisagem como “a entidade espacial visual total do espaço vivo humano, integrando a geosfera, com a biosfera e seus artefatos noosféricos, feitos pelo ser humano”. Buchwald, em 1963, do Instituto para Cuidado da Paisagem e Proteção da Natureza da Universidade Técnica de Hannover, afirmou que caberia à Ecologia de Paisagem a tarefa de ajudar a reduzir as tensões entre a sociedade moderna e suas

paisagens, gerada como resultado das demandas crescentes da sociedade industrial e das potencialidades naturais do terreno (Naveh & Lieberman, 2001).

Em 1972 Zonneveld, trabalhando no Instituto para Teledetecção e Ciências da Terra da Holanda, definiu Ecologia de Paisagem como uma divisão crucial das Ciências da Terra, que estuda a paisagem como uma entidade holística, feita de diferentes elementos inter-relacionados entre si.

Langer, em 1973, estudando a interação entre as paisagens naturais e culturais, verificou que “os elementos antropogênicos da paisagem cultural não somente se somavam à paisagem natural, mas formavam uma paisagem total, gerando unidades de maior complexidade do sistema geo-social, as quais são relevantes para o processo de planificação” (Naveh & Lieberman, 2001).

A ecologia de paisagem trouxe o reconhecimento da heterogeneidade dos sistemas ecológicos. De acordo com Burel & Baudry (2002), até 1970, “a maioria dos programas de investigação se desenvolveram no marco teórico do ecossistema, definido como uma biocenose homogênea que se desenvolve em um ambiente homogêneo”. Lefeuvre & Barnaud (1988, *apud* Burel & Baudry, *op.cit.*) revisando estudos publicados entre 1972 e 1987, identificaram uma clara progressão conceitual, desde o reconhecimento de homogeneidade estrutural até a heterogeneidade funcional. Os autores definem heterogeneidade como um todo formado por elementos diferentes, inconexos e frequentemente antagônicos, e também reconhecem que esta é um fator de organização dos ecossistemas, apresentando-se tanto nas dimensões temporais como espaciais.

Neste período também começou a evoluir o conceito do rio como ecossistema. No início da década de 1960, foram desenvolvidos os primeiros estudos de zoneamento de rios, com os trabalhos de Illies (*apud* Junk & Wantzen, 2004). Mas foi em 1976 que Fittkau (*apud* Schäfer, 1984) definiu os rios como seqüências de ecossistemas: Crenal (região de fontes), Ritral (região de arroios) e Potamal (região de rio), indo além de uma proposta de zoneamento, apresentando uma separação espacial das funções de produção, consumo e decomposição (Figura 3).

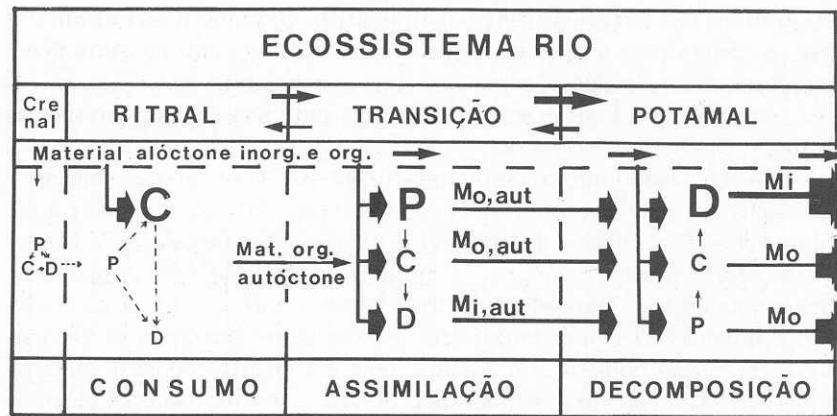


Figura 3. Ecossistema rio, onde P – produtores; C – consumidores; D – decompositores; Mo, aut – material orgânico autóctone; Mi – material inorgânico autóctone; Mi – material inorgânico; Mo – material orgânico (Schäfer, 1984).

Esta visão evolui para a hipótese do rio contínuo, enunciada por Vannote *et al.* (1980) que prevê um ajuste gradual dos seres vivos e dos processos ecossistêmicos de acordo com a perspectiva de mudanças graduais nas propriedades hidrológicas e geomorfológicas (Figura 4). Esta visão torna-se dominante até o início do segundo milênio, por cerca de duas décadas.

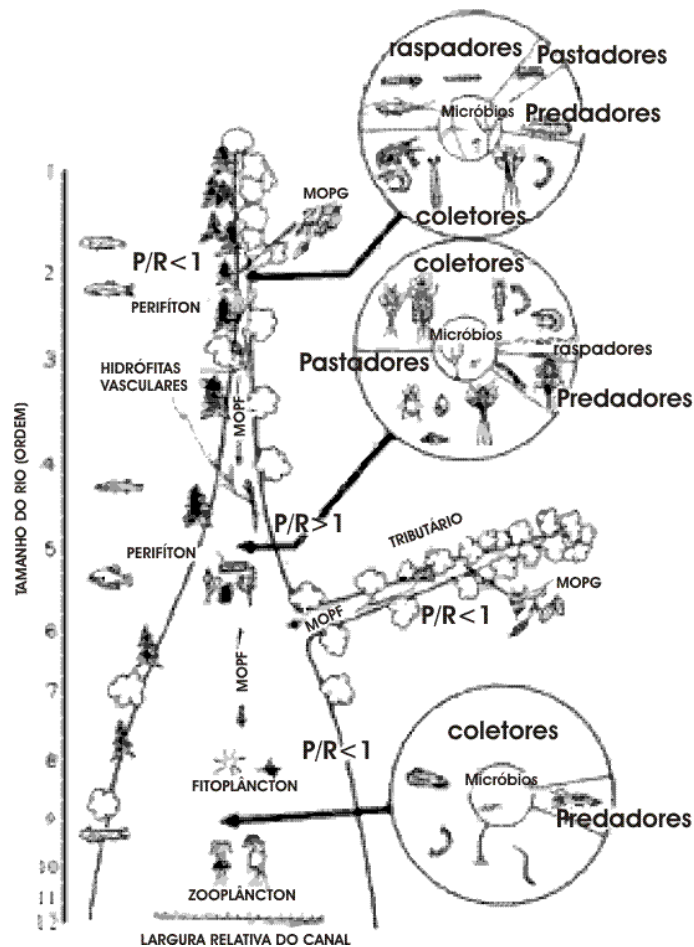


Figura 4. Hipótese do Rio Contínuo. P – produção; R – respiração; MPOG – matéria orgânica particulada grossa; MPOF – matéria orgânica particulada fina (Vannote *et al.*;1980).

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), propõe 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 (Figura 5).

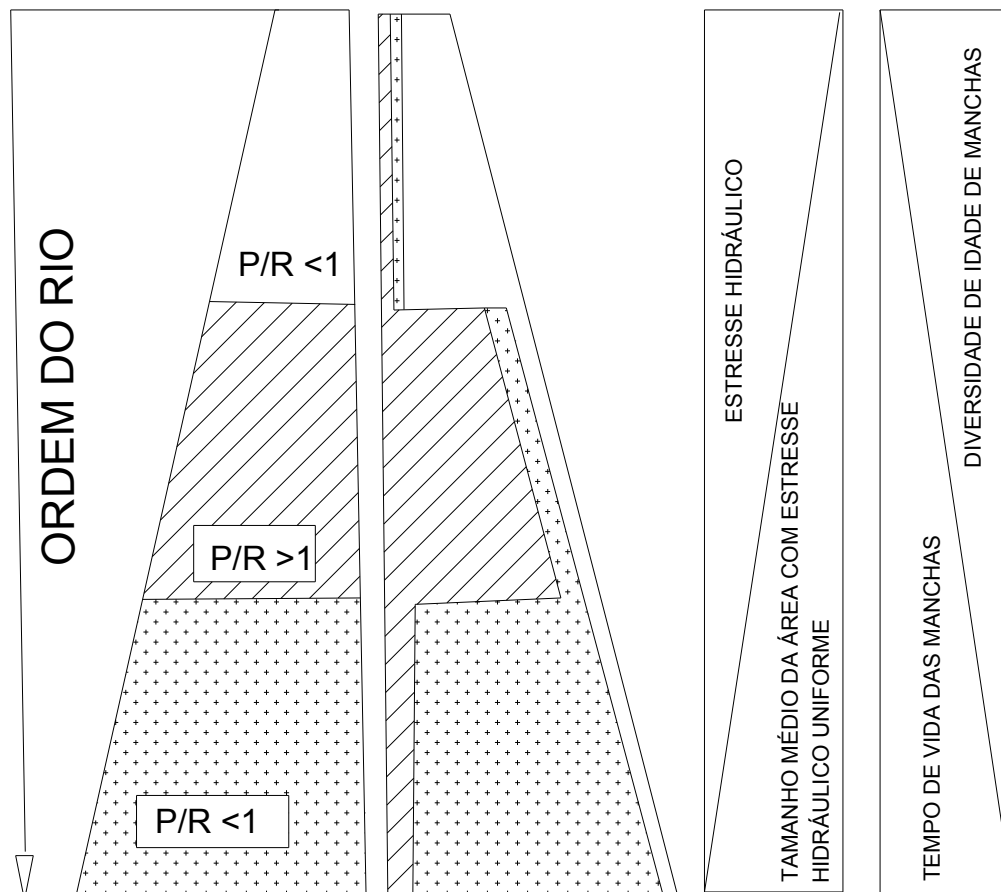


Figura 5. Dinâmica de Manchas versus Hipótese do Rio Contínuo. P – produção; R – respiração (Bretschko; 1995).

Assim, a incorporação dos conceitos da Ecologia de Paisagem de heterogeneidade, perturbação estocástica e hierarquia de escalas na ecologia de rios resultam, em 2002, na visão de rios como paisagens (“riverscapes”, Ward *et al.*, *apud* Benda *et al.*, 2004). Nesta fase, surge a visão do rio descontínuo, que aborda a heterogeneidade manifestada na distribuição não uniforme das manchas de habitats, em escalas de metros para quilômetros. Nesta visão, a heterogeneidade espacial é manifestada no mosaico de manchas de habitats ao longo do rio. A heterogeneidade temporal é a resposta do sistema para o regime de perturbações (Benda *et al.*, 2004). Nesta visão hierárquica de escalas, a hipótese do rio contínuo é válida para algumas variáveis na escala do rio inteiro. Como exemplo, pode-se verificar, com o aumento da área da bacia (Figura 6), a mudança relativamente gradual das curvas de permanência de cotas do rio Uruguai (Figura 7). No entanto, quando se olham os resultados da análise espectral das vazões em cada estação fluviométrica, percebe-se que esta gradualidade não é mantida,

apresentando-se grande descontinuidade relacionada, principalmente, com a mudança fisionômica do rio Uruguai (UFRGS, 2003) (Figura 8).

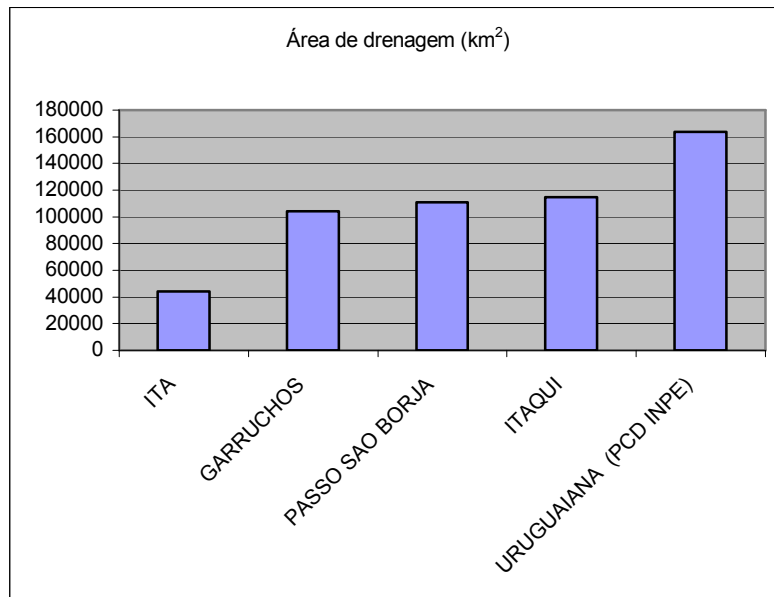


Figura 6. Área das bacias de contribuição de estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (Ita) para jusante (Uruguaiana). (Fonte dos dados: HYDROWEB, <http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/>).

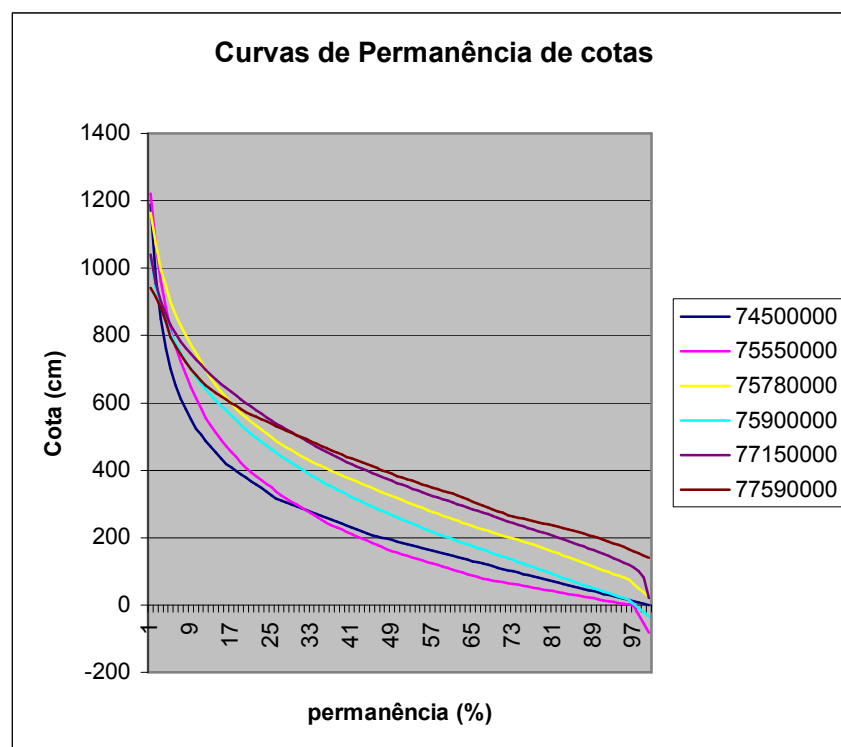


Figura 7. Curvas de permanência de cotas das estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (74500000) para jusante (77590000). (Fonte dos dados: HYDROWEB, <http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/>).

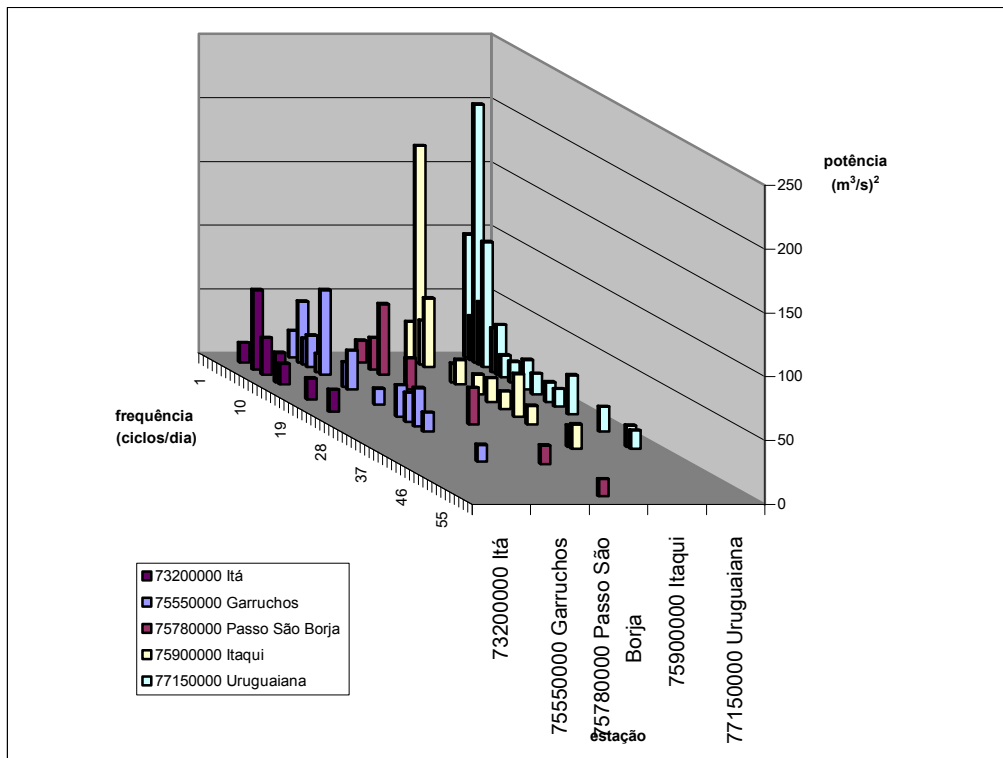


Figura 8. Potência versus frequência, obtidas por transformação rápida de Fourier (FFT) de picos significativos (contra ruído branco) das séries temporais de vazões das estações fluviométricas do rio Uruguai de montante (Itá) para jusante (Uruguaiana). (Fonte dos dados: HYDROWEB, <http://hidroweb.ana.gov.br/hidroweb/>).

O reconhecimento desta heterogeneidade tem levado ao desenvolvimento da “hipótese da dinâmica de rede” por Benda *et al.* (2004b). Esta hipótese leva à proposição de “previsões que podem ser testadas sobre como os arranjos de tributários em uma rede de drenagem interagem com processos estocásticos da bacia hidrográfica para influenciar os padrões espaço-temporais da heterogeneidade dos habitats”. A estrutura analítica da hipótese da dinâmica de rede inicia com o estudo dos efeitos das confluências que causam variações na morfologia dos canais (Benda & Dunne, 1997; Benda *et al.*, 2003; Benda *et al.*, 2004a). Estes efeitos podem ser visualizados nas Figuras 9 a 11.

Posteriormente, são analisadas as conseqüências destes efeitos sobre atributos estruturais da rede de drenagem, como tamanho da bacia, forma da bacia, padrão de rede, diferença de tamanho entre canais confluentes, densidade de drenagem, densidade de confluências, geometria local da rede e lei de potência da distribuição dos tamanhos

de rios (Figura 12). Na seqüência, estudam-se os efeitos do regime estocástico de perturbações (cheias, fogo, temporais, etc.) sobre os efeitos das confluências, bem como o controle exercido pela estrutura da rede (Figura 13). As previsões da hipótese da dinâmica de rede estão sumarizadas no Quadro 1.

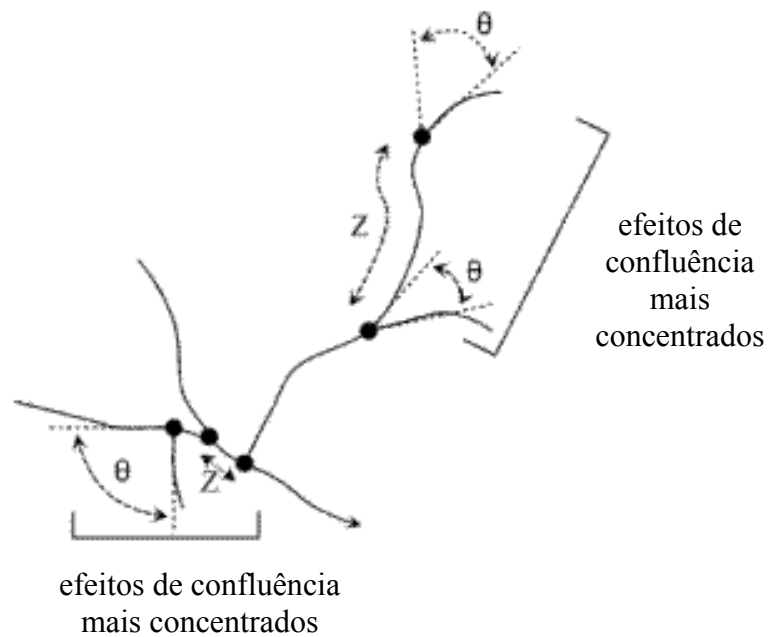


Figura 9. Os efeitos de confluência são afetados pela geometria local da rede, incluindo a seqüência de tamanho dos tributários, a distância entre suas confluências e os ângulos entre os tributários e o trecho de rio principal (Benda *et al.*, 2004a).

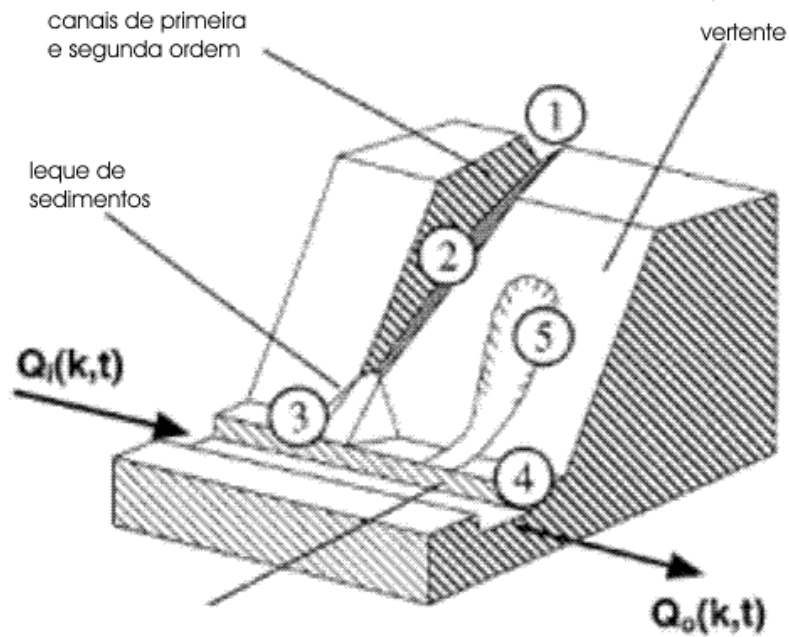


Figura 10. Ilustração apresentando o balanço de massa de sedimentos de segmentos de rio de terceira ou maior ordem no modelo de simulação de Benda & Dunne (1997). $Q_i(k,t)$ representa a carga de sedimento de fundo e em suspensão que entra no segmento k no ano t . $Q_o(k,t)$ representa o mesmo para as cargas que saem do segmento. (1) representa os fluxos de escorregamentos e de sedimentos dos segmentos de primeira e segunda ordem; (2) é a erosão fluvial e o transporte nos segmentos de primeira e segunda ordem; (3) é a erosão de margens em terraços e leques de sedimentos; (4) escorregamento no sopé das vertentes e (5) deslizamentos oriundos de concavidades situadas às margens do rio.

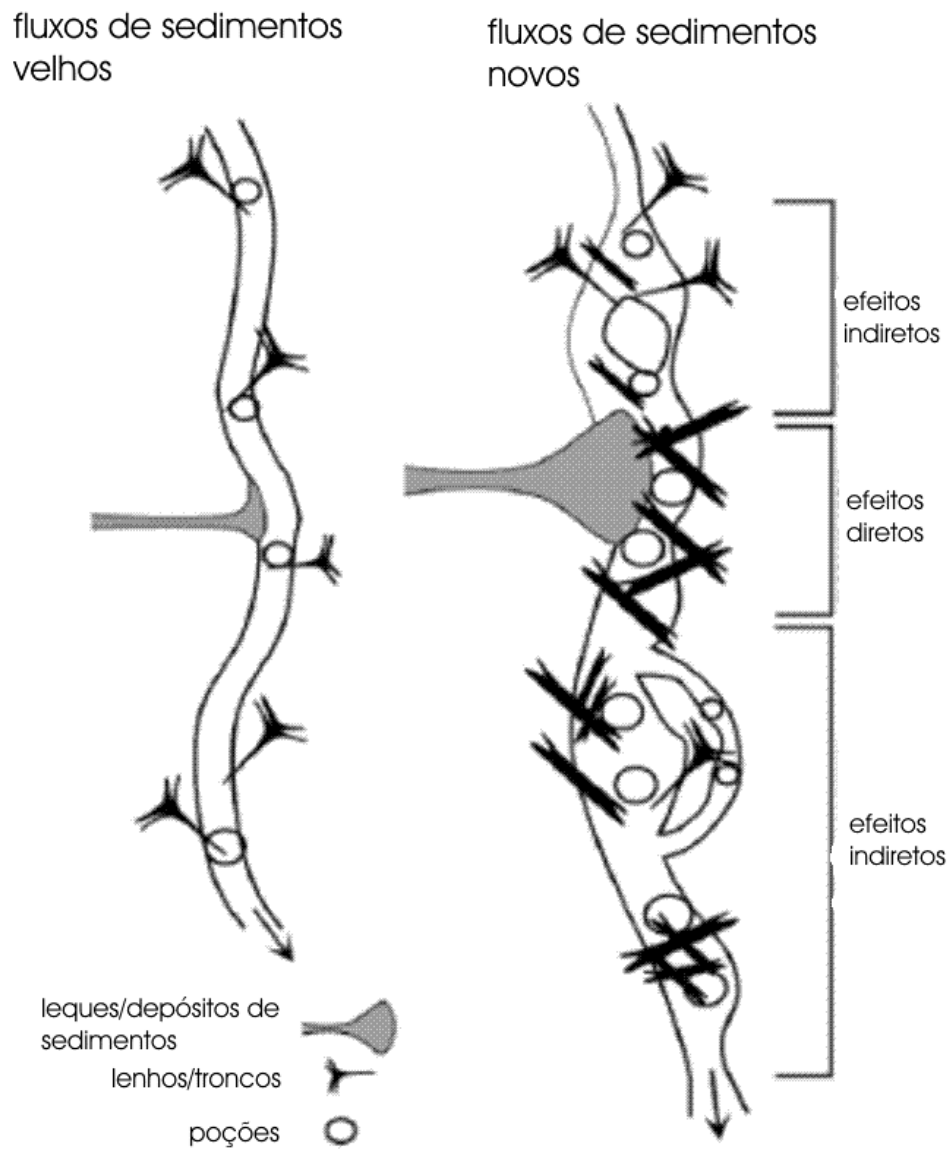


Figura 11. Esquema apresentando a natureza relativamente isolada dos efeitos diretos comparados com os efeitos indiretos mais extensivos longitudinalmente e transversalmente dos fluxos de debris e seus leques nos ambientes de canais fluviais (Benda *et al.*, 2003).

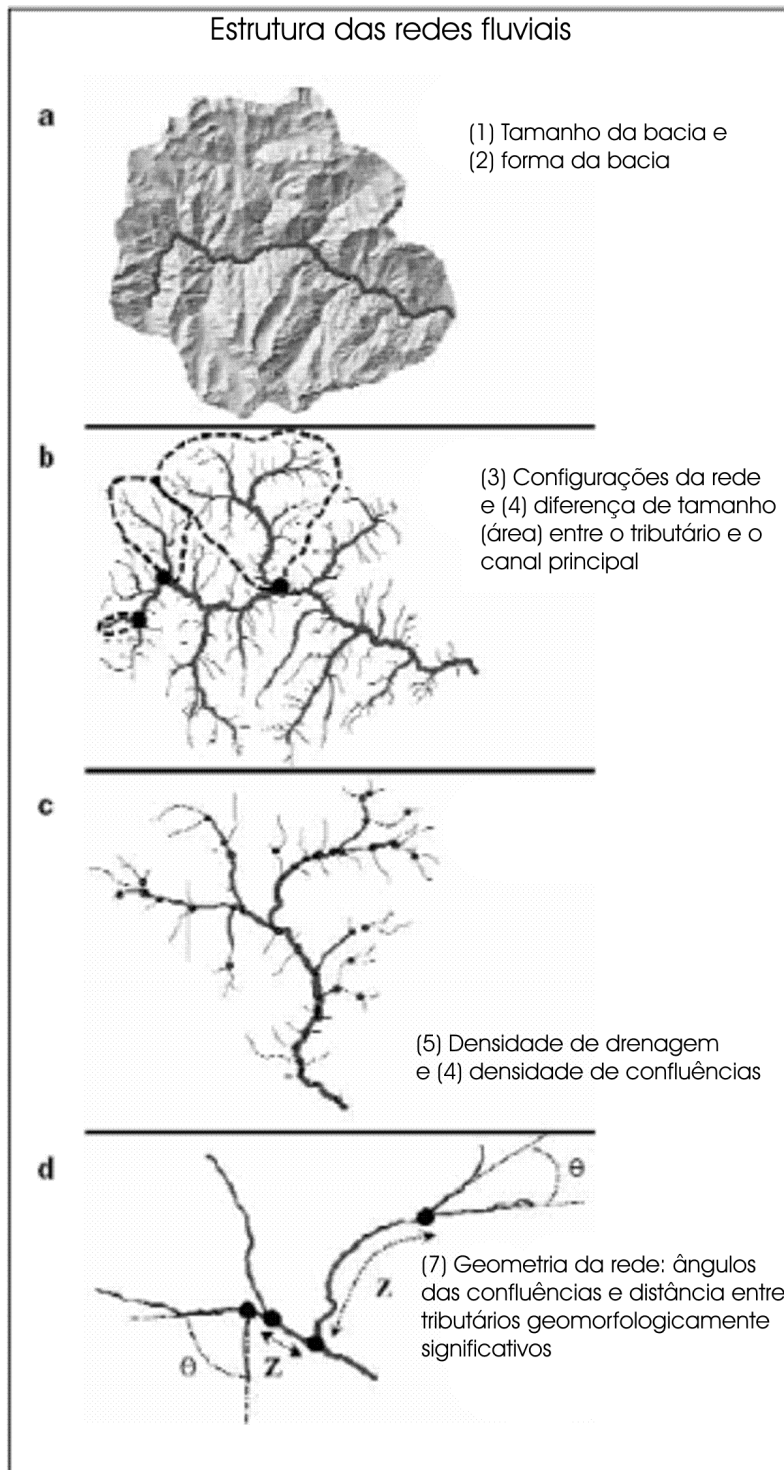


Figura 12. Variáveis utilizadas para caracterização estrutural das redes de drenagem
(Benda *et al.*, 2004b).

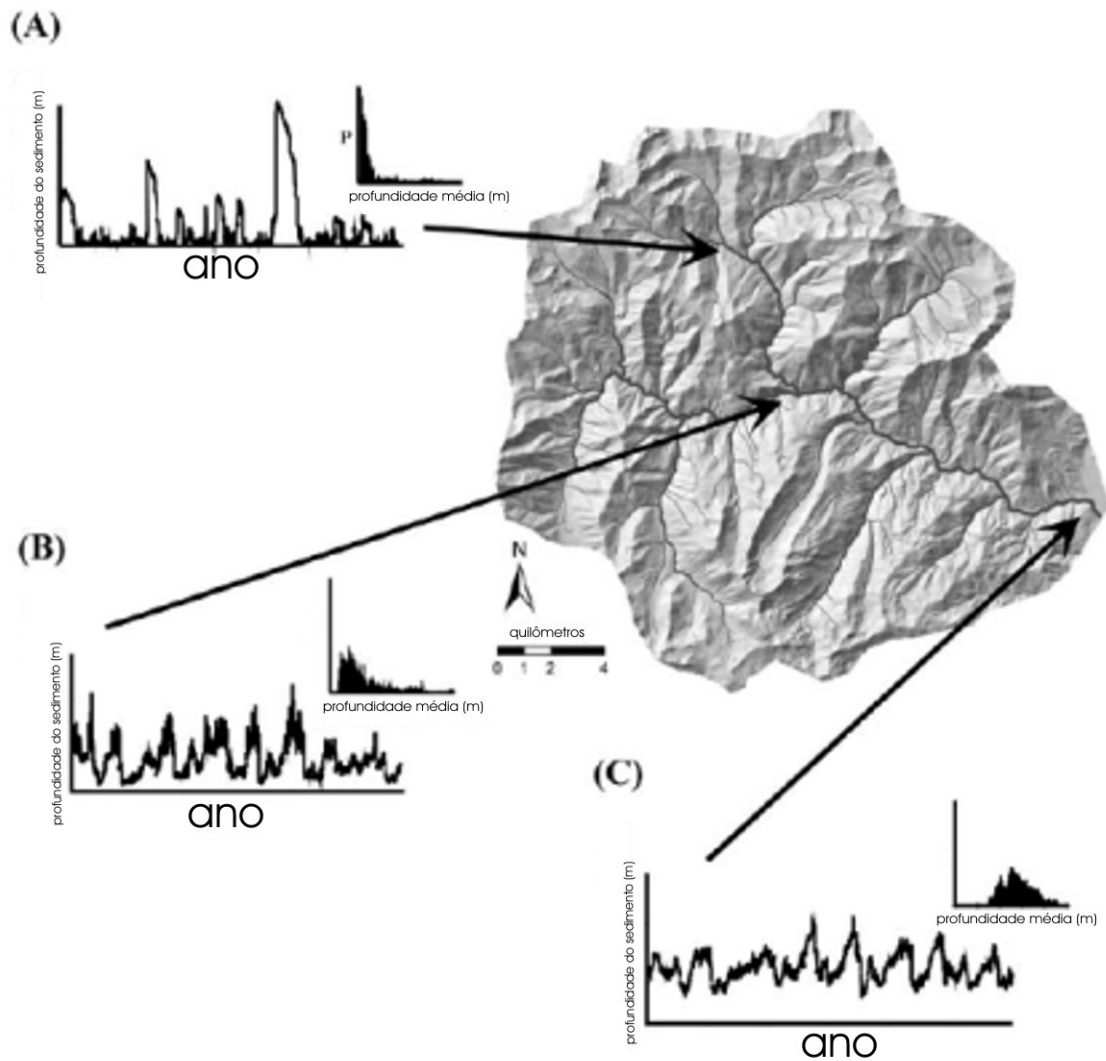


Figura 13. Frequência e magnitude das perturbações relacionadas aos sedimentos (espessura da camada de sedimentos no fundo do canal) variam com o tamanho da bacia, que pode influenciar a distribuição de idades das superfícies dos leques e seus efeitos no canal. (a) Perturbações são grandes porém raras nas cabeceiras, levando para uma maior proporção de superfícies de leques mais velhas, com efeitos de junção potencialmente limitados. (b e c) Perturbações relacionadas com sedimentos são mais frequentes, porém de mais baixa magnitude quanto mais à jusante na rede, criando uma mais alta proporção de superfícies de leques mais jovens e mais persistentes efeitos de junção. Séries temporais de espessura do sedimento no fundo do canal e distribuições de probabilidades associadas são baseadas em simulação por modelagem (Benda *et al.*, 2004a).

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

Previsões relacionadas à estrutura da rede:

- A probabilidade dos efeitos da confluência aumentam 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 com segmentos de vale que não os contém.
- 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 mais localizados suprimentos de sedimentos e seu transporte serão caracterizados por maiores efeitos de confluência.
- Perturbações canalizadas (como cheias, e suprimento acelerado de sedimentos e madeira) terão maior frequência e magnitude próximo e imediatamente à jusante das confluências, resultando em maior heterogeneidade física, incluindo a distribuição de idade das feições geomorfológicas fluviais.
- Perturbações canalizadas serão potencializadas imediatamente à montante de confluências geomorfologicamente 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.

Uma das conseqüências do efeito das confluências, em caso de degradação diferencial nas sub-bacias de uma rede de drenagem, é a potencialização dos efeitos para as junções com tributários que drenam áreas com maior atividade de erosão e transporte de sedimentos. Este efeito é apresentado na Figura 14.

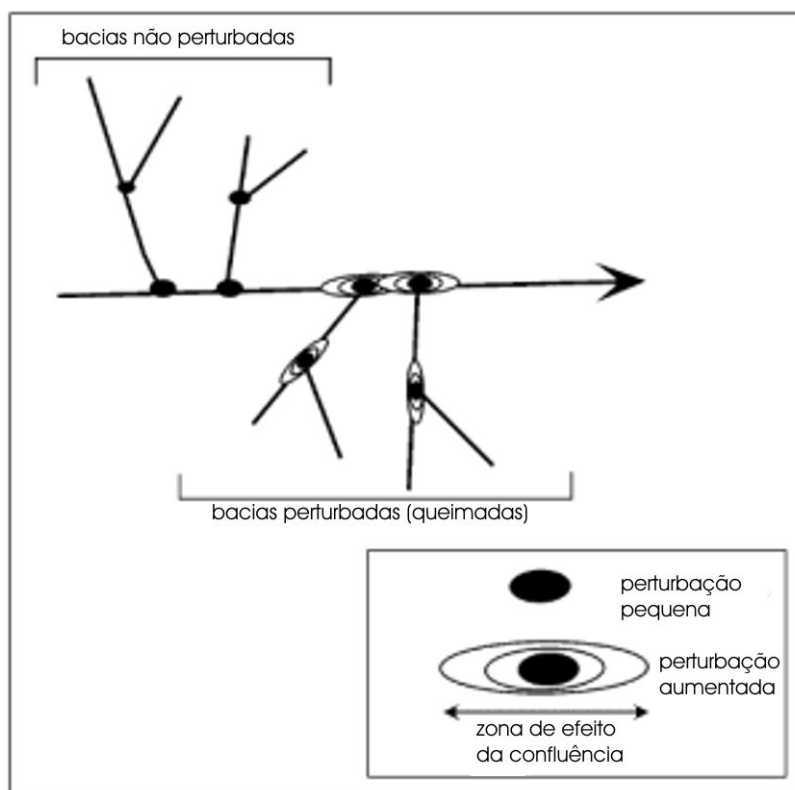


Figura 14. Potencialização dos efeitos de confluência em sub-bacias sujeitas a perturbações (Benda *et al.*, 2004b).

A não-linearidade presente em sistemas em rede, uma vez incorporada no modelo conceitual dos rios, leva a uma crítica do modelo do rio contínuo. Os efeitos de confluência, somados aos efeitos de mudanças fisionômicas, de uso e cobertura da terra, que determinam energias de relevo diferenciadas, bem como suscetibilidade à erosão variável no tempo e no espaço, permitem uma modelagem conceitual mais consistente para explicar a heterogeneidade presente na natureza. Uma comparação conceitual entre os padrões previstos no modelo do rio contínuo e no modelo da rede dinâmica é apresentada na Figura 15.

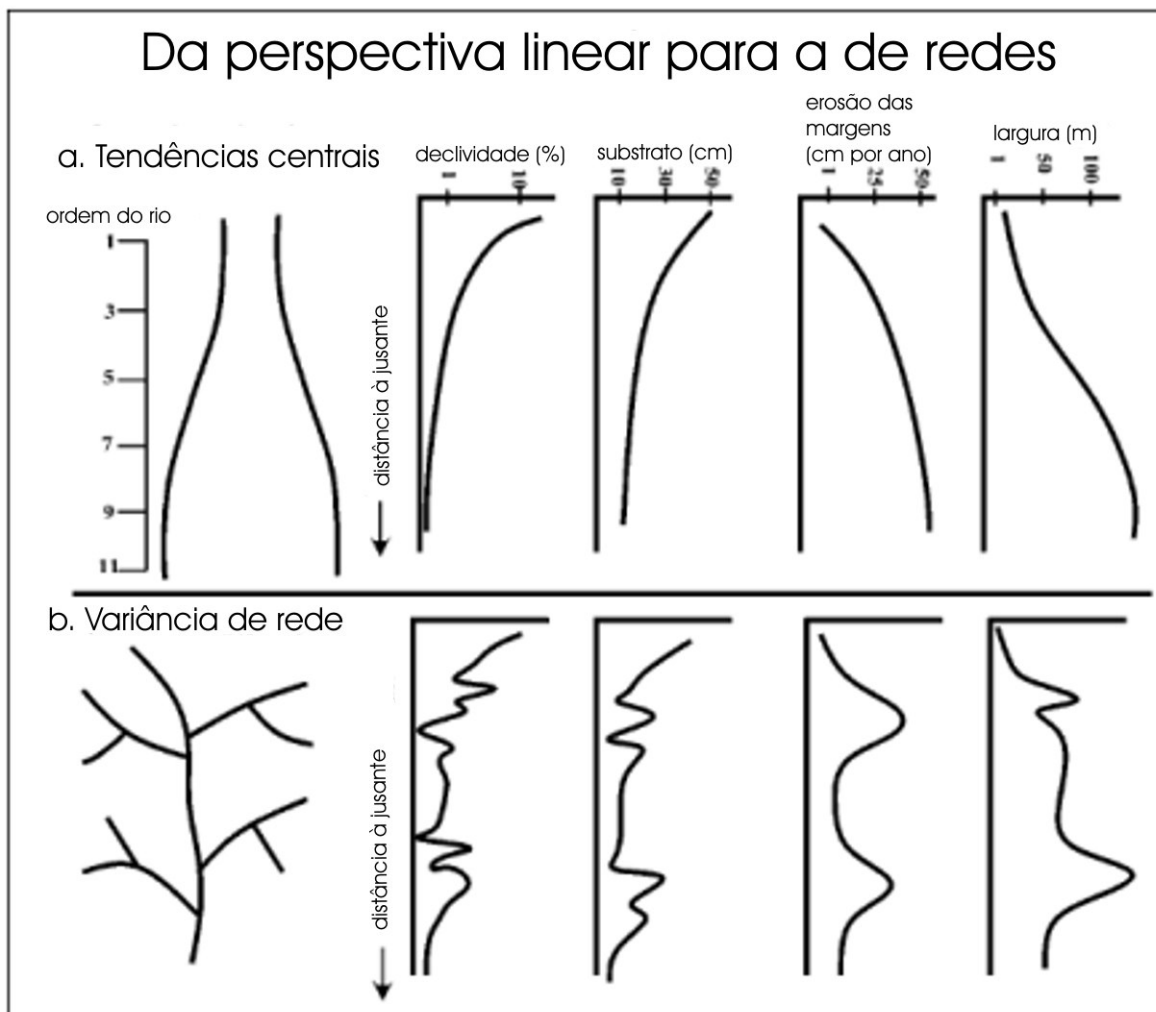


Figura 15. Comparação entre previsões teóricas do modelo do rio contínuo e da hipótese da rede dinâmica (Benda *et al.*, 2004b).

Outro aspecto relacionado com a evolução dos modelos conceituais de rios estão relacionados com as disciplinas de origem dos profissionais que a abordam. Benda *et al.* (2002), analisando as três principais ciências que abordam os modelos conceituais de rios (a hidrologia de águas superficiais, a geomorfologia e a ecologia de rios), demonstram que existe um gradiente de número de parâmetros, o qual é inversamente proporcional à possibilidade de previsões quantitativas. Assim, a hidrologia necessita de menor quantidade de parâmetros, estando mais desenvolvida na construção de modelos quantitativos. A geomorfologia já necessita de um número maior de parâmetros, sendo limitada por relativamente inacuradas metodologias quantitativas e forçada a fazer previsões qualitativas. A ecologia de rios utilizaria um número ainda maior de parâmetros, estando limitada a previsões qualitativas e modelos conceituais. A

complexidade de escalas espaço-temporais da ecologia de rios é apresentada na Figura 16.

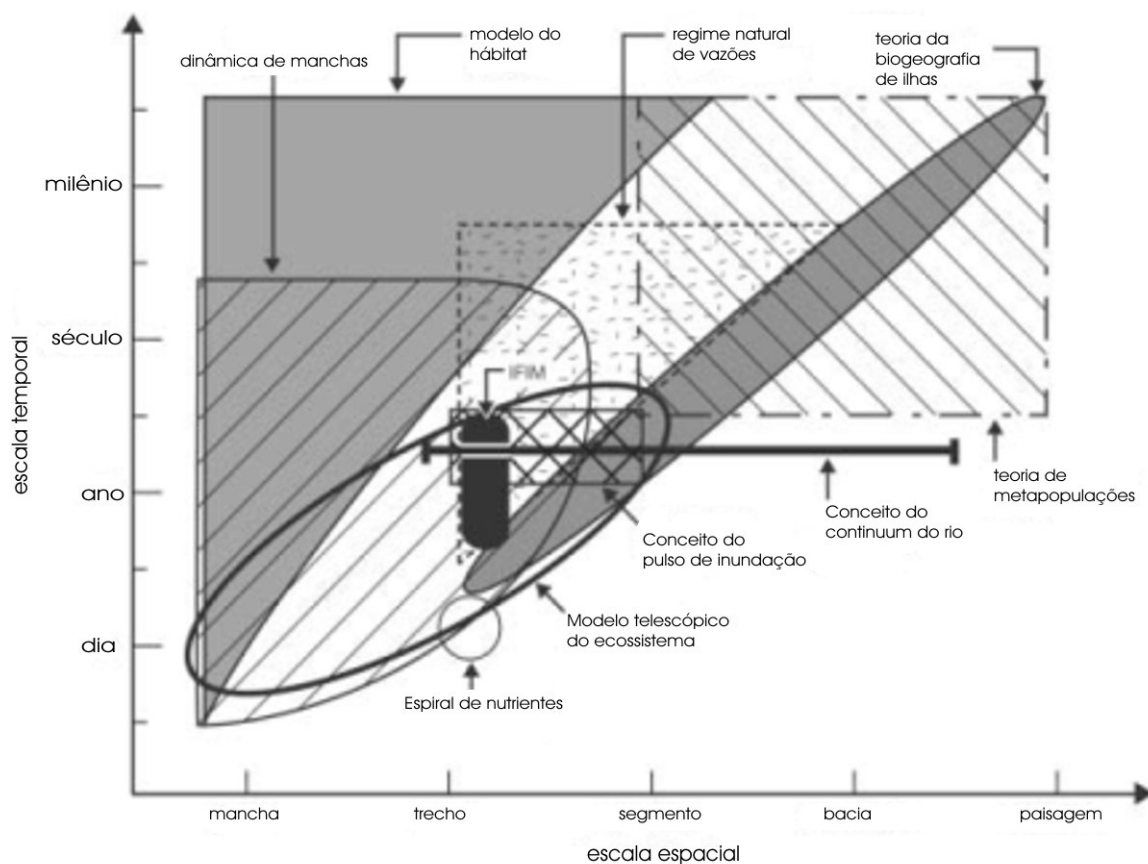


Figura 16. Enquadramento espaço-temporal de teorias e modelos relacionados com a ecologia de rios (Benda *et al.*, 2002).

A Figura 16 mostra um quadro complicado de modelos e teorias. Uma leitura histórica das teorias e modelos, no entanto, pode contribuir para uma melhor compreensão do problema. Os modelos e teorias não surgiram nos mesmos momentos históricos. Representam respostas da comunidade técnico-científica para demandas da sociedade bem estabelecidas no tempo, refletindo objetivos de manejo construídos sobre modelos conceituais de rios dominantes no tempo em que cada escola se constituiu. Este aspecto, da dependência às condições iniciais que cada escola apresenta, permite explicar como existem escolas que seguem investindo no aperfeiçoamento de modelos cada vez mais elegantes formalmente, mas que guardam descompasso com os avanços da teoria ecológica dos rios.

A combinação da dependência das condições iniciais das escolas com uma forte pressão dos tomadores de decisões para que os modelos apresentem-se de forma quantitativa, a fim de reduzir o grau de incerteza no processo de tomada de decisão, tende a retroalimentar e favorecer o estabelecimento de um viés hidrológico para a definição de vazões remanescentes, utilizando poucos parâmetros, sejam hidrológicos ou centrados no hábitat potencial de umas poucas espécies.

Toda esta evolução de conceitos de ecossistemas e de rios, historicamente relacionada com o rompimento da visão dualista entre sociedade e natureza e com o paradigma da complexidade¹, reflete-se, portanto, em uma evolução paralela na definição e na proposição de metodologias para prescrição de vazões remanescentes.

Pequena história das metodologias existentes para prescrição de vazões remanescentes

De acordo com Stalnaker *et al.* (1995), o ano de 1970 foi um marco para as avaliações de vazões remanescentes. No ano anterior foi emitida a Lei Nacional de Política Ambiental (“National Environmental Policy Act”) dos Estados Unidos da América, a qual deu seqüência à Lei do Planejamento dos Recursos Hídricos, promulgada em 1965 (Tharme, 1996). Até então, as recomendações para vazões remanescentes expressavam a noção de uma quantidade mínima de água que devia ser mantida no rio, a partir de observações hidrológicas e hidráulicas de segmentos críticos de rio, juntamente com observações empíricas da qualidade do hábitat e compreensão da ecologia de peixes, em especial dos peixes migradores, como o salmão e as trutas de água doce.

Gillilan & Brown (1997) relacionam a elaboração dos primeiros métodos para determinação de vazões remanescentes em rios à preocupação com as populações de peixes. Segundo os autores, a pesquisa para determinação de vazões remanescentes foi iniciada por biólogos especializados em vida selvagem e pesca na década de 1940, seguindo o ponto de vista da biologia da conservação.

Com o aumento exponencial da construção de barragens no oeste americano na década de 1950 (Gillilan & Brown, *op.cit.*), verificou-se na população norte-americana uma crescente preocupação com a preservação de áreas naturais, rios e seus potenciais

¹ Para Morin (1999), COMPLEXIDADE é o não reduzível, tecido simultaneamente (ordem/desordem, um/múltiplo, todo/partes, objeto/meio ambiente, etc.), ELA É A BASE DO MUNDO FIXO.

recreacionais, como identificado em estudo efetuado pela Federal Outdoor Recreation Resources Review Commission em 1958.

Neste ano de 1958, Tennant, biólogo pesqueiro contratado pelo U.S. Fish and Wildlife Service em 1956, iniciou uma coleta sistemática de dados biológicos e hidrológicos de rios dos Estados Unidos da América, somente finalizada em 1975, com base na qual propôs uma série de diretrizes para recomendações de vazões remanescentes que constituíram o chamado Método de Tennant (Postel & Richter, 2003).

Outra fonte de preocupação com vazões remanescentes estava relacionada ao crescimento da degradação da qualidade das águas de rios de regiões muito urbanizadas, industrializadas e com grande impacto de agricultura intensiva. De acordo com Vadas Jr. & Weigmann (1993), a $Q_{7,10}$ ou a mínima vazão média de sete dias que é esperada ocorrer uma vez em dez anos, foi o primeiro método utilizado para prescrição de vazões remanescentes nos Estados Unidos. Segundo Gillilan & Brown (*op.cit.*), o estabelecimento de padrões pelo *Clean Water Act* (em vigor desde 1965 nos Estados Unidos da América) determinou a necessidade de definição de vazões de referência para a aplicação da lei. Esta determinação legal impeliu os estados mais industrializados a estabelecerem vazões críticas como objetivo de proteção das vazões remanescentes. Estas vazões críticas seriam associadas a períodos de vazões muito baixas, situações em que as concentrações seriam aumentadas a níveis críticos pela diminuição da diluição. A maior parte dos estados norte-americanos enquadrados nesta tipificação adotaram a $Q_{7,10}$. Assim, a $Q_{7,10}$ tem sido utilizada para manejo da qualidade da água através da regulação da quantidade de efluentes que podem ser suportadas pelo corpo receptor e para avaliação de disponibilidade de água para usos domésticos, industriais, agrícolas, recreacionais e para proteção dos habitats de organismos aquáticos (Flynn, 2003). No entanto, somente o uso da $Q_{7,10}$ para regulamentação de despejos é consistente. Evans & England (1995) já chamavam atenção ao fato de que esta vazão estatística não havia sido projetada para avaliação de condições de fluxo basal destinadas à proteção dos habitats aquáticos. O autor também alertou para o fato de que a adoção da $Q_{7,10}$ para estes fins levaria a uma perpetuação e legitimação de casos equivocados. Vadas Jr. & Weigmann (*op.cit.*), também avaliam que a maioria das outras metodologias disponíveis rendem valores de vazões remanescentes mínimas mais altas que a $Q_{7,10}$, assim como chamam atenção para o fato de que esta metodologia não permite distinguir entre baixas vazões causadas por excesso de retiradas de água ou por secas naturais.

No entanto, por facilidade de estimativa, ausência de dados ou por simples inércia dos órgãos responsáveis, esta metodologia ainda continua a ser empregada.

Em geral, Postel & Richter (2003) perceberam que existiam dois grupos de cientistas naquela época: os aplicados e os pesquisadores. Os primeiros estariam mais preocupados em estabelecer vazões remanescentes mínimas e seus impactos sobre as populações de peixes. Isto seria explicado por três motivos:

- As avaliações de vazões mínimas foram baseadas em peixes pelo simples fato de que eram mais estudados que os outros grupos de espécies e pelo apelo maior que os peixes exerciam sobre a população em geral;
- Como os operadores de barragens não haviam sido previamente instados a manter vazões mínimas, impedir que os rios secassem trazia benefícios biológicos significativos e;
- Os biólogos dos anos 70 e 80 acreditavam que as baixas vazões eram limitantes para a vida aquática. Sendo assim, quanto mais água estivesse fluindo no rio nos períodos de águas baixas, melhor seria para a saúde do rio e seus peixes. Houve, segundo os autores, biólogos que sugeriram que os rios poderiam ser melhorados suprindo mais água nos períodos de secas.

Pode-se dizer que grande parte dos métodos desenvolvidos hidrologicamente e posteriormente aperfeiçoados, estão amarrados paradigmaticamente com a visão dos rios praticada no início da década de 50, centrada na visão utilitária do rio e com a separação sociedade-natureza. Engenheiros seriam limitados na otimização dos benefícios esperados em seus projetos por demandas de biólogos conservacionistas que queriam garantir a coexistência entre a utilização desenvolvimentista dos recursos hídricos e a conservação de estoques pesqueiros. Aí se enquadram grande parte dos métodos classificados por Tharme (2003) como hidrológicos, hidráulicos e de simulação de habitats. Esta última escola encontraria o seu ápice com a metodologia incremental de vazões remanescentes – o IFIM e seus similares. O IFIM tem sido classificado em vários estudos como o estado da arte, principalmente porque coloca as variáveis ambientais no mesmo patamar de comparação com as avaliações incrementais utilizadas por engenheiros e economistas (Postel & Richter, *op.cit.*).

O segundo grupo, os cientistas pesquisadores, entre os anos 70 e 80, desenvolveram estudos que levaram a novas teorias ecológicas sobre rios. Postel & Richter (*op.cit.*) identificam neste período uma clara bifurcação paradigmática, que chegou aos periódicos na década de 90: “ao contrário das recomendações de vazões mínimas planas

aplicadas por biólogos aplicados, pesquisadores ecólogos argumentavam que os rios requerem um espectro mais pleno de condições de fluxo para sustentar sua saúde e as espécies nativas”.

Estes cientistas criticaram a abordagem centrada em poucas espécies e com foco centrado em peixes, afirmando que era uma abordagem muito estreita para alcançar a saúde dos ecossistemas de rios. Ao mesmo tempo criticaram a acuracidade e utilidade do PHABSIM, o instrumento de simulação de habitats potenciais do IFIM, uma vez que estava baseado em número insuficiente de variáveis (normalmente profundidade e velocidade) para prever os benefícios para os peixes. Estes métodos resultavam em um único mínimo de vazões para proteção ecológica. Ao contrário, estes cientistas argumentavam que mesmo condições de baixo fluxo eram necessárias para a manutenção de condições ecológicas adequadas de habitat para o amplo espectro de espécies existentes nos rios e planície de inundação. As funções das baixas vazões, das altas vazões e das inundações foram sistematizadas por Postel & Richter (*op.cit.*), estando apresentadas no Quadro 2.

Quadro 2. Funções ecológicas de diferentes níveis de vazões dos rios, segundo Postel & Richter (*op.cit.*).

Nível da vazões	Funções ecológicas
Vazões baixas (fluxo basal)	<p>Nível normal:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Provê espaço de hábitat adequado para organismos aquáticos; • Mantém temperaturas da água, oxigênio dissolvido e química da água; • Mantém níveis do lençol freático na planície de inundação e umidade do solo para as plantas; • Provê água para os animais terrestres beberem; • Mantém os ovos de peixes e anfíbios em suspensão; • Permite a locomoção de peixes para áreas de alimentação e desova; • Suporta organismos que vivem em sedimentos saturados. <p>Nível de seca:</p> <ul style="list-style-type: none"> • Permite o recrutamento de certas espécies de plantas da planície de inundação; • Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Concentra presas em áreas limitadas para favorecimento de predadores.
Vazões altas	<ul style="list-style-type: none"> • Molda o caráter físico do canal, incluindo poções e corredeiras; • Determina o tamanho dos grãos do substrato do fundo do canal; • Previne que a vegetação ripária invada o canal; • Restaura as condições da qualidade da água após longos períodos de águas baixas, levando embora poluentes e resíduos; • Oxigena ovos em cascalhos onde ocorre desova, prevenindo a siltação; • Mantém condições adequadas de salinidade em estuários.
Grandes inundações	<ul style="list-style-type: none"> • Provê estímulos para a migração e desova de peixes; • Precipita nova fase do ciclo de vida (insetos, p.ex.); • Permite aos peixes desovar na planície de inundação, proporcionando berçários para peixes juvenis; • Proporciona novas oportunidades de alimentação para peixes e aves aquáticas; • Recarga para o lençol freático da planície de inundação; • Mantém diversidade nos tipos de florestas da planície de

	<p>inundação, uma vez que diferentes espécies de plantas tem diferentes tolerâncias à inundação;</p> <ul style="list-style-type: none"> • Controla distribuição e abundância de plantas na planície de inundação; • Deposita nutrientes na planície de inundação; • Mantém balanço de espécies em comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Cria locais para recrutamento de plantas colonizadoras; • Molda os habitats físicos da planície de inundação; • Deposita cascalho, matacões e blocos em áreas de desova; • Arrasta materiais orgânicos (alimento), troncos, raízes, galhos (estrutura do habitat) para o canal; • Elimina espécies invasivas e introduzidas das comunidades aquáticas e ribeirinhas; • Escarificação de sementes e frutos de plantas ribeirinhas; • Dirige o movimento lateral do canal do rio, formando novos habitats (canais secundários, lagoas marginais); • Fornecem prolongado fornecimento de umidade para as plantas recém germinadas.
--	---

Os cientistas verificaram que alguma espécie do rio sofre quando um ou mais aspectos da variabilidade não são considerados na prescrição de vazões remanescentes. Segundo Postel & Richter (*op.cit.*), as críticas dos ecólogos de rios colocaram em cheque todas as abordagens dos biólogos aplicados e operadores de sistemas de barragens e outros usos desenvolvimentistas dos rios, colocando a prática de recomendações para vazões remanescentes sob sério questionamento. As conseqüências logo vieram, apresentando-se como riscos de paralisação de processos de licenciamento e esforços de restauração de rios.

O antagonismo de objetivos e práticas levou à necessidade de uma reaproximação de ambas as vertentes de cientistas. Em 1992, Arthington *et al.* (*apud* Postel & Richter, *op.cit.*), originários da África do Sul e da Austrália escreveram sobre a necessidade de novas abordagens para o problema das vazões remanescentes. Estas deveriam ser guiadas pelo regime de fluxo natural, uma vez que este regime era responsável pela manutenção das condições características de cada rio. Este regime de fluxo conteria todos os elementos que balanceiam as necessidades de diferentes grupos de organismos, uma vez que suas necessidades, em termos de ótimos ecológicos, muitas vezes são

opostas. Como exemplo, os autores citam o caso de uma mesma enchente, que favorece peixes em reprodução, mas que diminui as populações de crustáceos e insetos, que são arrastados rio abaixo. O fluxo natural conteria a mistura para que bons e maus anos para cada espécie ocorressem sobre o curso de anos ou décadas.

Os anos 90 apresentam, portanto, uma demarcação clara entre as metodologias centradas no paradigma conservacionista da década de cinquenta, centrado na otimização de alguns objetivos de conservação baseados nas demandas pontuais de setores em conflito² e o paradigma da complexidade, da interdependência entre sociedade e meio ambiente, representada no paradigma da manutenção do regime de vazão natural dos rios. Este paradigma, que foi inicialmente formulado por Arthington e colegas no início da década de 90, foi formalmente enunciado por Poff *et al.* (1997). Neste artigo, os autores escrevem:

“A habilidade da sociedade para manter e restaurar a integridade do ecossistema rio requer que as ações de conservação e manejo estejam firmemente enraizadas na compreensão científica. Entretanto, as abordagens correntes de manejo muitas vezes falham em reconhecer o princípio científico fundamental de que a integridade dos sistemas de águas correntes dependem grandemente no caráter de sua dinâmica natural; como um resultado, estes métodos frequentemente impedem o sucesso de ações de conservação e restauração de rios. Quantidade e temporalidade de vazões no rios são componentes críticos do suprimento de água, da qualidade da água e da integridade ecológica dos sistemas lóticos. De fato, as vazões dos rios, que são fortemente correlacionadas com muitas características físico-químicas dos rios, tal como temperatura da água, geomorfologia do canal e diversidade de habitats, pode ser considerada uma variável principal (“*master variable*”) que limita a distribuição e abundância das espécies nos rios e regula a integridade dos sistemas de águas correntes”. Esta visão do problema está representada na Figura 17.

² Em especial entre operadores e empreendedores de barragens e biólogos pesqueiros, representando, respectivamente, a utilização desenvolvimentista - principalmente energia, irrigação e navegação - e a proteção de espécies migradoras de importância pesqueira.

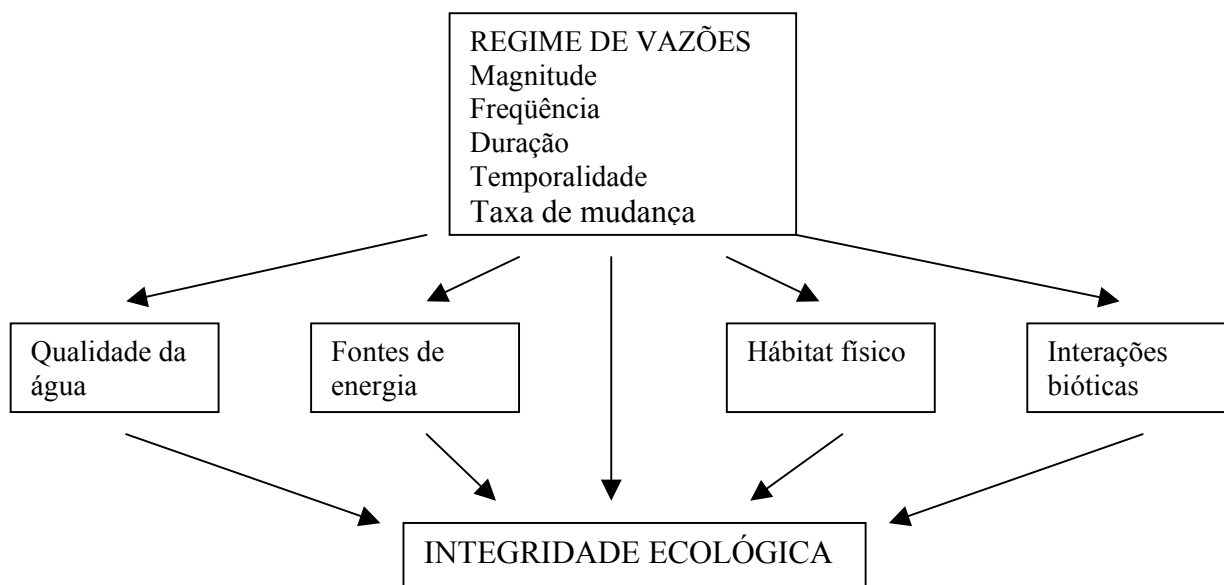


Figura 17. O regime de vazões é de central importância para a sustentar a integridade ecológica de sistemas de águas correntes. Os cinco componentes do regime de vazões influenciam a integridade diretamente e indiretamente, através de seus efeitos em outros reguladores primários da integridade. Modificações de regime de vazões causam efeitos em cascata na integridade ecológica dos rios (Poff *et al.*, 1997).

Poff *et al.* (*op.cit.*) apresentam, também, críticas à validade das previsões efetuadas através da metodologia IFIM, tanto em termos da validade estatística das caracterizações do hábitat físico e quanto ao limitado realismo dos pressupostos biológicos, o que tem sido demonstrado pelas revisões de testes de campo destes pressupostos, os quais tem apresentado resultados mistos (Morhardt, 1986; *apud* Poff *et al.*, *op.cit.*). Os autores também avaliam que, embora os esforços continuados para melhorar esta metodologia, incorporando mais realismo biológico e expandindo a cobertura de tipos de habitats modelados, estas tentativas não rompem com a estrutura inicial da metodologia, desenhada para estabelecer vazões mínimas e proteger espécies de peixes importantes (devido às pescarias ou ao risco de extinção). A crítica às abordagens dos biólogos aplicados é resumida através da seguinte citação:

“Portanto, um foco em uma ou poucas espécies e nas vazões mínimas falham em reconhecer que o que é bom para o ecossistema pode não ser um benefício consistente

para espécies individuais e o que é bom para espécies individuais pode não ser de benefício para o ecossistema” (Poff *et al.*, *op.cit.*).

Neste ponto, a história apresenta a sobreposição entre o novo e o velho. Por um lado, as velhas abordagens, legitimadas em práticas, rotinas de licenciamento e nas legislações, tentam se reformar, buscando atender parte das críticas efetuadas pelos ecólogos. Por outro lado, os ecólogos são desafiados a proporem metodologias de prescrição de vazões remanescentes de acordo com o paradigma do regime natural de vazões. Neste primeiro momento, as práticas antigas ainda possuem credibilidade institucional e, por vários motivos, continuam sendo aplicadas. As novas abordagens, entretanto, estão nos seus passos iniciais, o que levará, com certeza, a uma grande proliferação de metodologias, as quais serão, posteriormente, selecionadas pela prática.

Esta proliferação de técnicas também se deu nos momentos iniciais da história das metodologias de avaliação de vazões remanescentes e, como resultado, temos uma grande quantidade de métodos propostos, os quais foram inventariados e sistematizados por Tharme (2003). A autora classifica os métodos nas seguintes categorias:

- Hidrológicos;
- Simulação de habitats;
- Holísticos;
- Combinados;
- Hidráulicos;
- Outros;
- Específicas de componentes de ecossistemas.

A Figura 18 apresenta uma síntese da evolução histórica dos métodos para avaliação de vazões remanescentes. O início da década de 70 marca grandes mudanças. Do ponto de vista da construção de barragens, marca tanto o pico em escala mundial (Figura 1), quanto a inflexão para a desaceleração do ritmo de construção de novas barragens. Teoricamente, marca a transição dos estudos ecológicos de sistemas homogêneos para o estudo de sistemas heterogêneos, com ênfase no surgimento da ecologia de paisagem. A partir daí, constitui-se a base necessária para o desenvolvimento de uma verdadeira ecologia de rios. Do ponto de vista metodológico, marca o início das proposições formais para avaliação de vazões remanescentes. Inicialmente com métodos hidrológicos, seguidos pelos hidráulicos e de simulação de habitats, todos ainda seguindo o movimento inercial das escolas fundadas com base no paradigma dominante

na década de 50. Somente no início dos anos 90, após o reconhecimento da heterogeneidade espacial dos rios (hipótese do rio contínuo, Vanotte *et al.*, 1980) e da heterogeneidade temporal (“flood pulse concept”, Junk *et al.*, 1989; função FITRAS, Neiff, 1990), é que surgem os primeiros métodos holísticos. Apesar destes avanços teóricos da ecologia de rios, mesmo após o surgimento destes métodos holísticos, ainda são lançados métodos para avaliação de vazões remanescentes vinculados ao paradigma anterior, fenômeno somente explicável pelo movimento inercial destas escolas e pela falta de comunicação com ecólogos de rios.

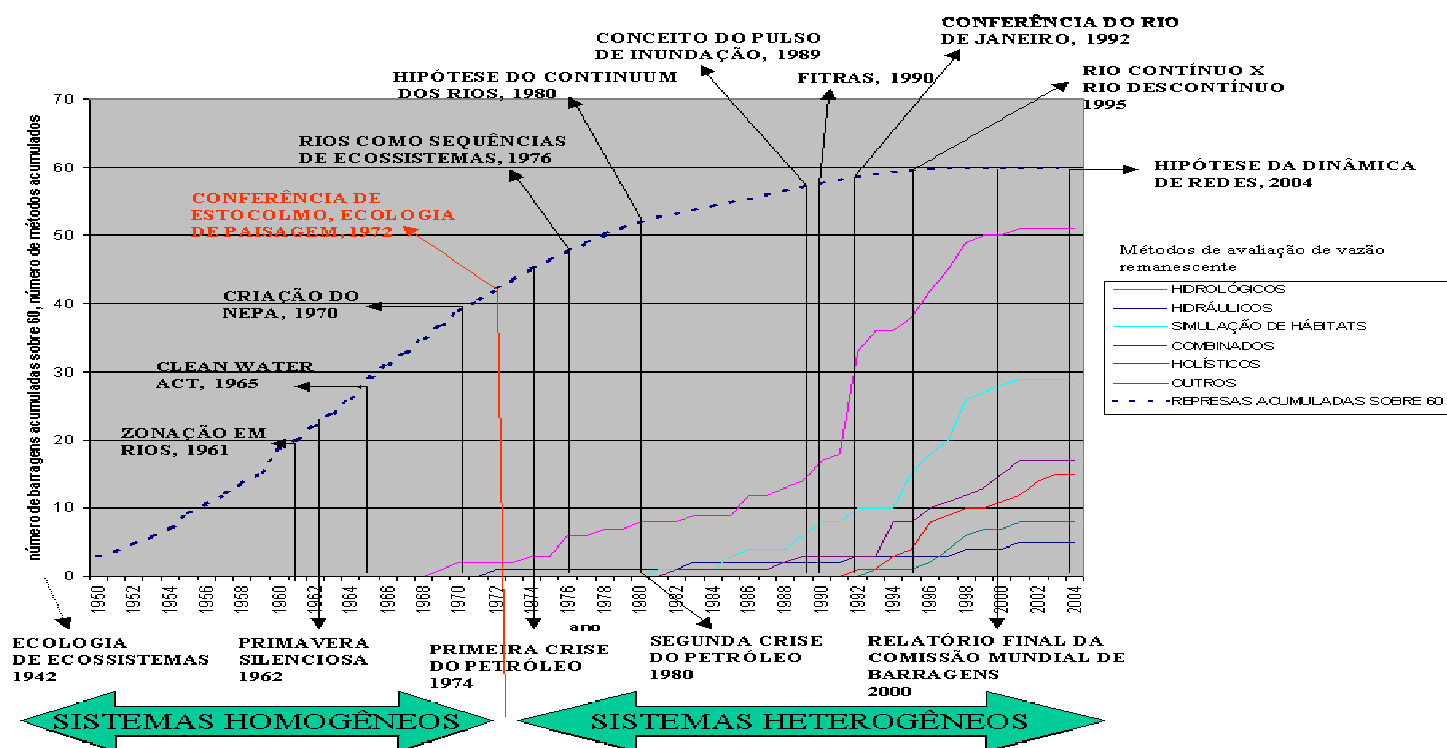


Figura 18. Relação entre o número acumulado de proposições de métodos para avaliação de vazões remanescentes, segundo classificação de Tharme (2003), o número acumulado de barragens, com número re-escalado para um máximo de 60, construídas nos Estados Unidos da América (U.S. Army Corps of Engineers, 2004) e datas significativas de publicação de teorias ecológicas e eventos significativos para o ambientalismo. Observa-se que existem assincronias entre a proposição de métodos e as teorias ecológicas de rios. Por exemplo, o pico de métodos hidrológicos situa-se em ano posterior aos anos de publicação da hipótese do rio contínuo e do reconhecimento do papel do regime de pulsos dos rios, o que somente pode ser explicado pela inércia de desenvolvimento desta escola, sem a devida atualização de conceitos. O início da década de 70 marca, na teoria, o grande salto teórico em ecologia de rios, com o surgimento da ecologia de paisagem e o início dos estudos de sistemas heterogêneos.

O segundo milênio surge com o reconhecimento mundial da importância de manutenção de regimes hidrológicos naturais nos rios, expresso como recomendação do relatório final da Comissão Mundial de Barragens (World Commission on Dams, 2000). Também marca o início de um novo desafio: restaurar rios. A represa de Granby, que marcou o início da história dos estudos de avaliação de vazões remanescentes, teve iniciado seu processo de remoção no ano de 2001 (<http://fisheries.fws.gov/FWSMA/FishPassage/FPPrgs/R4/R4%20GranbyDam.htm>).

De acordo com Graf (2003), cerca de 80% das represas existentes nos Estados Unidos da América estarão com 50 anos ou mais em 2020, ou seja, provavelmente vencidas em termos de sua vida útil.

Remoções de represas são efetuadas nos Estados Unidos da América desde a década de 20 (Pohl, 2003). A Figura 19 apresenta o número de represas removidas por década do século XX nos Estados Unidos da América. Observa-se que, justamente com o declínio da construção de barragens (Figura 1), ocorre um substancial aumento do número de remoções de barragens nos anos 80 e 90.

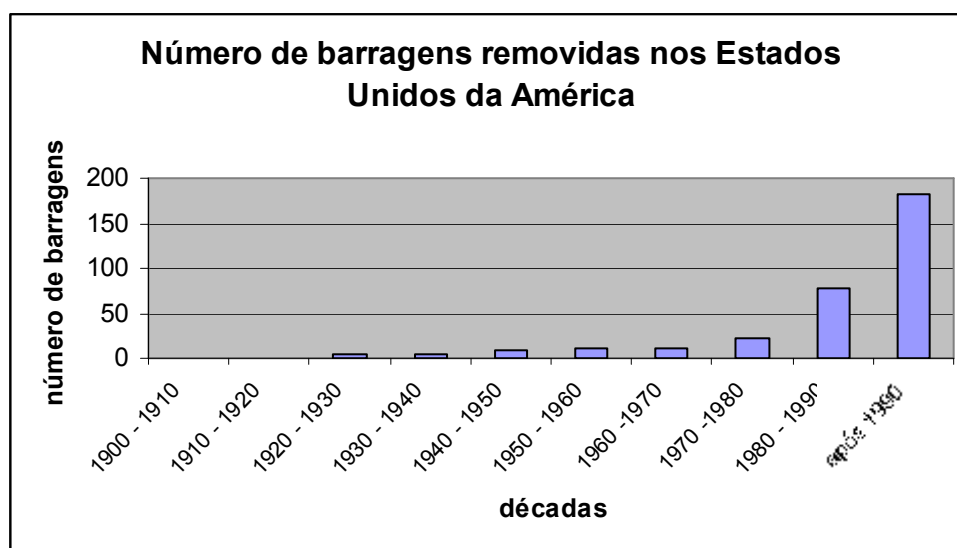


Figura 19. Número de represas removidas nos Estados Unidos da América no século XX (Pohl, 2003).

Se por um lado existe uma tendência à redução da construção de novas represas nos Estados Unidos da América, associada à saturação das oportunidades de exploração das melhores quedas, por outro lado existe uma crescente obsolescência do parque instalado. Este quadro poderia ser um indicativo de que poderíamos entrar em uma nova era em relação às barragens, com uma onda restauradora de condições de vazões naturais para a maior parte dos rios. No entanto, este fôlego, provavelmente, será temporário. Com o declínio previsto da produção de petróleo esperada para as próximas décadas (BP, 2004), nova onda de pressão por construção ou reabilitação de represas virá (Figura 20).

Como a tecnologia de geração de energia elétrica já é dominada em todo o planeta, ao contrário de outras tecnologias alternativas de produção de energias renováveis, como a eólica, a fotovoltaica, maré-motriz, etc, cuja disseminação global requer um tempo de difusão e capacitação que extrapola os aproximadamente cinco anos que levarão ao início da queda dos estoques mundiais de petróleo, provavelmente haverá um novo impulso para a construção de hidrelétricas a nível mundial.

O final da civilização do petróleo, de acordo com as estimativas (consideradas otimistas) do EIA(2003), dar-se-á, após atingido o pico da produção, entre 46 e 91 anos para esgotamento das reservas (Figura 21). Dentro deste prazo, o planeta deverá mudar

a sua matriz energética e re-estruturar a matriz de demandas por energia, o que poderá frear novamente a pressão por construção de barragens.

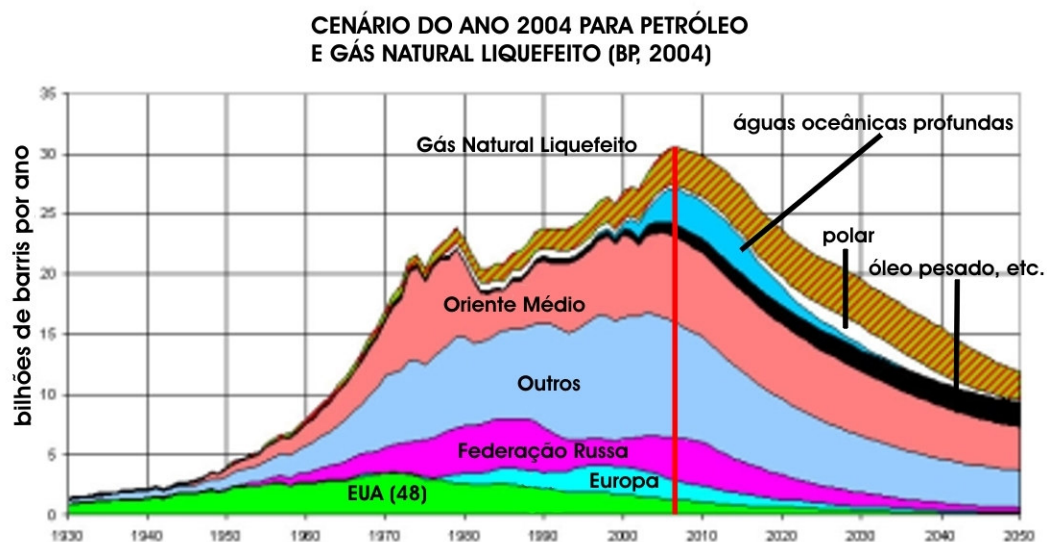


Figura 20. Cenário dos estoques de petróleo produzido por BP (2004). Este cenário é resultado do balanço estimado entre crescimento da demanda e do ritmo de novas descobertas e incorporação de novos estoques de petróleo e de gás liquefeito. De acordo com a última revisão dos modelos, o pico aconteceria em 2008, a partir de quando os estoques entrariam em queda.

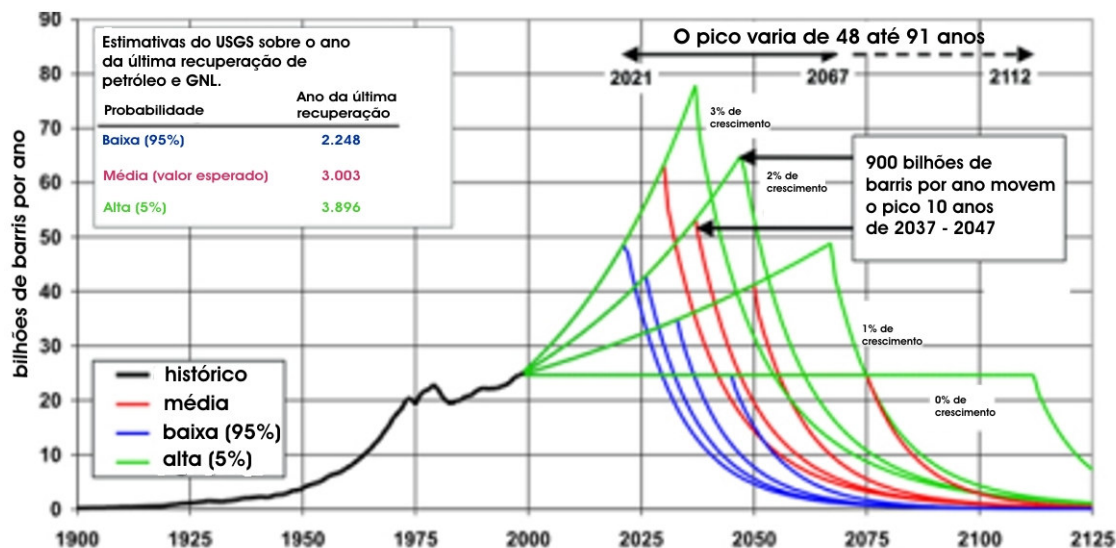


Figura 21. Cenário dos estoques de petróleo produzido por EIA (2003). Este cenário é resultado do balanço estimado entre crescimento da demanda e do ritmo de novas descobertas e incorporação de novos estoques de petróleo e de gás liquefeito. De acordo com a última revisão dos modelos, o pico aconteceria entre 2021 e 2067, dependendo da taxa de crescimento da economia global.

A série histórica de preço do barril de petróleo, corrigida para valores equivalentes a dólar de 2003 (BP, 2004), apresentada na Figura 22, demonstra a existência de três períodos bem demarcados. Um período de grandes oscilações, que é finalizado pelo início das exportações russas, por volta de 1880, seguido por longo período de menores oscilações que durou até os anos 70 do século passado, sobrevivendo, inclusive às duas grandes guerras mundiais. O terceiro período, coincide com a redução dos estoques dos Estados Unidos da América (Figura 20), com grandes flutuações até 1980, seguida por um curto período de relativa estabilidade de preços (flutuações pequenas no patamar de 20 a 30 dólares o barril), estando hoje em nova flutuação de grande monta, alcançando os 55 dólares o barril (outubro de 2004). Este período estaria caracterizado pela ultrapassagem do pico pela Europa (Figura 20) e pela aproximação do pico a nível mundial. Deste modo, esta flutuação de preços com tendência de alta estaria de acordo com uma maior tensão entre o aumento da demanda e o esgotamento dos estoques, sendo de caráter estrutural, ou seja, não explicada pela conjuntura.

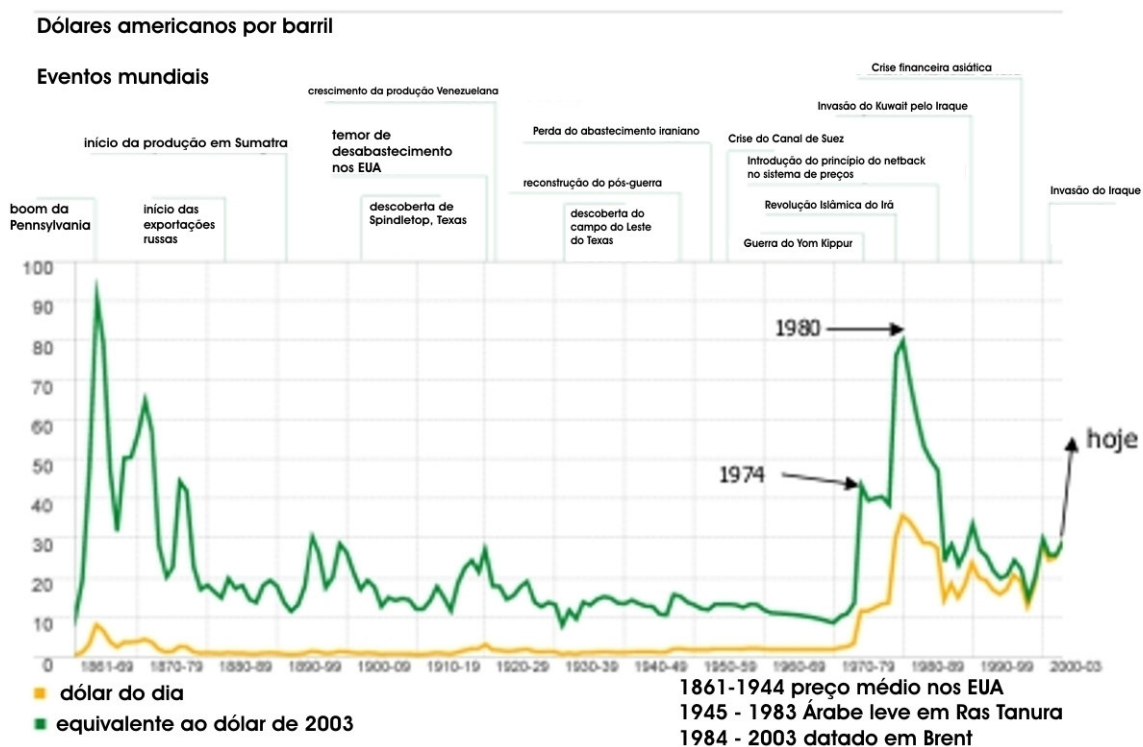


Figura 22. Evolução histórica do preço do petróleo (BP, 2004). Valor do barril em US\$53,67 em 18/10/2004 (WTRG Economics, 2004).

Esta conjuntura remete ao fortalecimento da demanda por métodos holísticos que sejam viáveis de serem aplicados em larga escala, especialmente nos países em desenvolvimento, onde a realidade de disponibilidade de dados científicos e de séries históricas de variáveis indicadoras do estado dos rios são inexistentes ou de pouca representação.

Vazões remanescentes e o Rio Grande do Sul

A história do problema das vazões remanescentes no estado do Rio Grande do Sul deve ser olhada sob dois aspectos: a história dos conflitos de uso que deram origem à legislação estadual de recursos hídricos e das escolas que deram origem às linhas de pesquisa relacionadas ao tema.

Também deve ser levada em conta a capacidade de comunicação e de rompimento do isolamento científico que foi gradualmente sendo ampliada com a progressiva implantação de tecnologias de informação.

Até a década de 80, as revisões bibliográficas eram bastante tediosas, envolvendo grande gasto de tempo dos pesquisadores em bibliotecas e consultas a microfimes e livros de catalogação de resumos. O processo de busca em bibliotecas, solicitação de cópias para os autores, que se dava unicamente pelo Correio, resultava em meses ou mesmo períodos superiores para que a informação chegasse ao pesquisador. Desta forma, somente pesquisadores que freqüentavam encontros internacionais e mantinham correspondência com colegas do primeiro mundo conseguiam manter-se em dia com a evolução da produção científica. Era normal que pesquisadores, em retorno de suas pós-graduações no exterior, trouxessem grande quantidade de atualizações, dando dinamismo à produção científica e desenvolvendo novas linhas de pesquisa.

No entanto, essa atualização era muito fechada em determinados círculos acadêmicos, resultantes da natureza dos contatos de cada pesquisador, facilitando a reprodução da linha de seus orientadores no exterior.

Esta vinculação com círculos relativamente fechados pode ser ainda encontrada, como cultura inercial, em várias instituições universitárias no Brasil, onde grupos que trabalham com o mesmo problema, mas de círculos diferentes dentro da instituição, muitas vezes não se conversam e nem mesmo sabem da existência de colegas que trabalham no mesmo problema.

No Rio Grande do Sul, nas décadas de 50 e 60, o discurso de proteção da natureza do pioneiro Henrique Luís Roessler (Roessler, 1986) aparecia como uma tradução do paradigma dominante no movimento ambientalista do primeiro mundo. Em suas crônicas, publicadas no Correio do Povo, denunciava a degradação ambiental, culpava o progresso pela destruição do meio ambiente e claramente colocava em oposição o ser humano e a natureza: “É este o preço que a humanidade paga pela civilização e o

progresso material: A natureza é conspurcada e destruída onde o homem entra em ação”. Em 1961, Roessler escreveu sobre os danos da retificação de rios sobre a integridade dos rios, comentando sobre projeto de retificação do rio dos Sinos, construindo cenários qualitativos dos impactos das obras propostas com base em relatos de prejuízos sofridos pelo Reno na Alemanha em função da alteração do regime natural de vazões do rio. Também escreveu várias crônicas sobre a poluição dos rios, inclusive de mortandades de peixes na bacia do rio Santa Maria, resultantes dos despejos de efluentes salinos por uma charqueada situada na sub-bacia do rio Ibicuí-da-Armada.

Em abril de 1971 é criada a AGAPAN - Associação Gaúcha de Proteção ao Ambiente Natural (<http://www.agirazul.com.br/agapan/index.html>), em período histórico dominado pelo debate sobre os modelos que previam os limites do crescimento e preparação da Conferência das Nações Unidas sobre o Meio Ambiente Humano, realizada em Estocolmo em julho de 1972 (McCormick, 1992).

1972 é um ano marcante no Rio Grande do Sul. No mesmo ano do lançamento do livro do Clube de Roma “Os limites do crescimento” e da Conferência de Estocolmo é criado o Curso de Pós-Graduação em Ecologia, da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Dias, 2000), que teria papel importante na formação de pesquisadores alinhados com as novas tendências da ecologia mundial, em especial através de convênio com instituições alemãs. No entanto, esta quase sincronia entre o surgimento da AGAPAN e do CPG em Ecologia da UFRGS não resultaram em uma colaboração recíproca. Poucos membros da AGAPAN se tornaram alunos naquela época e a participação de um professor do curso na AGAPAN era isolada e restrita ao professor Ludwig Buckup (Maria Inês Burger, *com.pes.*). Esta cisão entre teoria e prática, entre academia e movimento social, somente começaria a ser superada no contexto da implementação de instrumentos de gestão ambiental e de recursos hídricos, através de conselhos de meio ambiente e comitês de gerenciamento de bacias hidrográficas. Neste ano, em consequência de cobrança do Banco Mundial, realiza-se a primeira avaliação de impacto ambiental realizada no Brasil, para fins de estudo de viabilidade ambiental da Usina Hidrelétrica de Sobradinho, na Bahia (Dias, 2000).

Em 1976, José Lutzemberger, fundador da AGAPAN lança a primeira edição de “Fim do Futuro? Manifesto Ecológico Brasileiro” (Lutzemberger, 1980), em que incorpora os conceitos emergentes de responsabilidade com o futuro (“Partiremos da convicção de que a cada geração não pertence senão a custódia momentânea de um patrimônio eterno”) mas, na esteira do alarmismo dominante nos debates daqueles anos, mesmo

reconhecendo a necessidade da educação como solução fundamental dos problemas ambientais, manifesta a crença na desestabilização iminente da natureza, com uma perspectiva de uma geração: “Mas a educação é um processo lento, demasiado lento para conter a avalanche que se aproxima do estrondo. Já não podemos esperar que a próxima geração indique o novo rumo e repare os estragos. Se não fizermos hoje, não lhes deixaremos chance para tanto. Que adianta ensinar aos jovens o amor à Natureza se, daqui dez ou vinte anos, quando a eles couber o poder de decisão, não mais existir natureza para salvar”.

Em 1980, os Ministérios da Educação e da Ciência e Tecnologia lançam o Programa de Comutação Bibliográfica – COMUT, que viria dinamizar o acesso à literatura científica internacional, através de um esforço cooperativo das principais bibliotecas do Brasil e através de um sistema de obtenção de cópias de artigos do exterior (IBICT, 2003). O tempo de atualização dos grupos de pesquisa seria relativamente reduzido na obtenção das cópias, mas o trabalho de revisão ainda continuava extenuante.

Pressionado por duas frentes, uma externa, mais eficaz, relacionada com as diretrizes dos órgãos financiadores internacionais, e outra interna, com a pressão do ambientalismo ecológico, pouco eficaz em termos de movimento de massas, mas com importante papel de retro-alimentação das pressões externas³, o governo brasileiro sancionou em 1981 a Lei nº 6938, que dispõe sobre a política nacional do meio ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação.

Em 1987 foi realizado o “SOS Sinos” (Hausen, 1989), evento que culmina amplo processo de mobilização de ecologistas, capitaneados pela UPAN e Movimento Roessler, com apoio das igrejas católica e luterana, e que resultou na criação do Comitesinos em 1988 (Cânepa *et al.*, 2001; Comitesinos, 2004). Neste ano, também surgiu a internet no Brasil, com a conexão da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo (FAPESP) e do Laboratório Nacional de Computação Científica (LNCC) com instituições norte-americanas (Fonseca & Sampaio, 1996).

Dois anos após, seminário similar é efetuado sobre gerenciamento da bacia do rio Gravataí, promovido pela Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha (Hausen *et al.*,

³ “*Há quase três décadas, o estudante e associado da Agapan...(Carlos Alberto Dayrell)...subiu em uma árvore em frente à Faculdade de Direito da UFRGS, impedindo que ela e outras fossem desnecessariamente derrubadas para a construção de uma via elevada. A multidão solidária que presenciou aquele ato e milhões de pessoas que dele tiveram conhecimento no mundo inteiro compreenderam a novidade radical e o imenso significado daquele gesto exemplar. O acontecimento, manchete na imprensa local, nacional e mundial, foi um dos símbolos que consagraram o surgimento do ambientalismo...*” (AGAPAN, 1998).

1989). Este evento, liderado pelo meio acadêmico, colocou na mesma mesa de discussão técnicos governamentais, movimento ecológico, comunidade e políticos, resultando na proposição de criação do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Gravataí, o qual acabou acontecendo através de decreto do Governo do Estado no início de 1989 (Cânepa *et al.*, 2001). Neste evento, também verificou-se um contato entre hidrólogos e ecólogos, que, mesmo apresentando-se juntos, guardam ainda abordagens diferentes quanto ao problema das águas. Do ponto de vista das vazões remanescentes, os anais demonstram que o grupo temático responsável pela avaliação do regime hidrológico manifestou a sua filiação ao paradigma utilitarista da primeira metade do século XX, expressada assim:

“Foram identificados os seguintes usos que tem uma relação direta com o aspecto quantitativo do Rio Gravataí, sejam aqueles que requerem a retirada de água exigindo garantia de uma vazão mínima, ou seja aqueles que provocam o retorno de uma determinada vazão de efluentes a serem diluídos:

- A. abastecimento público de água*
- B. abastecimento industrial*
- C. água para irrigação e pecuária*
- D. diluição dos esgotos domésticos e industriais*
- E. Demanda Global”.*

Onde demanda global refere-se à soma dos itens anteriores. Neste caso, a vazão remanescente confunde-se com a vazão crítica para diluição de poluentes, reduzindo-se o problema unicamente aos aspectos qualitativos da água.

O grupo temático responsável pela preservação e conservação do Banhado Grande não fez referência ao regime hidrológico natural do rio, em conexão com o banhado, mas faz uma discussão sobre os impactos de uma barragem proposta pelo Departamento nacional de Obras e Saneamento, com vistas a uma mudança de localização a fim de evitar alagamento de floresta remanescente e de alteração do regime hídrico do banhado para regime de lago.

Também foi apresentada palestra sobre o sistema de gestão de recursos hídricos da Alemanha, onde se introduz uma série de conceitos relativos à qualidade das águas e ao zoneamento dos rios, através de enquadramento em classes de uso, dentro das quais estariam utilizados critérios biogeográficos, como rios de salmonídeos e ciprinídeos, mas sem referência para vazões remanescentes.

Nesse ano de 1989 também é criada a Alternex pelo Instituto Brasileiro de Análises Sociais e Econômicas (Ibase), com serviços de conferências eletrônicas (ABRANET, 2004) e interligando por correio eletrônico uma rede de organizações não-governamentais, entre elas a AGAPAN.

A consolidação da internet no Brasil passa por mais uma etapa com a criação em 1990 da RNP (Rede Nacional de Pesquisa), que interligou parte das universidades públicas brasileiras (Fonseca & Sampaio, 1996). Com este passo, a comunicação entre pesquisadores foi potencializada, com facilidades de troca de arquivos e de elaboração de trabalhos conjuntos à distância. Neste momento, no entanto, o recurso ainda não havia sido universalizado dentro das universidades, não sendo ainda constituído um instrumento de rompimento eficaz do isolamento dos pesquisadores. A troca de arquivos ainda era prejudicada pela lentidão das conexões e pela disponibilidade de acesso à rede.

Dados conflitos entre abastecimento de água das cidades de Dom Pedrito e Rosário do Sul e a demanda de água para irrigação da cultura orizícola, o governo do Estado do Rio Grande do Sul, através do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, contratou a Fundação de Apoio à Tecnologia e Ciência, ligada à Universidade Federal de Santa Maria, no ano de 1992, para uma avaliação das disponibilidades hídricas para gerenciamento dos recursos hídricos (Silveira *et al.*, 1993). Neste projeto, uma equipe de hidrólogos, com formação em Engenharia Civil, juntamente com dois profissionais, um oceanólogo e um biólogo, que estavam trabalhando com áreas úmidas no Programa de Pesquisa e Monitoramento de Fauna Cinegética do Rio Grande do Sul, procuraram analisar as implicações ecológicas relativas ao gerenciamento de recursos hídricos em bacia hidrográfica, demonstrando a interligação entre a história de ocupação e a degradação do rio. Fruto da necessidade de ser definida a vazão de proteção ambiental para a modelagem hidrológica da disponibilidade hídrica, o grupo, mesmo aplicando a $Q_{7,10}$, critica a aplicação de tal método, afirmando que esta não tem nenhum significado ecológico, recomendando a realização de estudos ecológicos para sua determinação. Este contato entre pesquisadores de áreas úmidas, sistemas de pulsos, com grande dinâmica ecológica, cuja variabilidade temporal é facilmente perceptível, e de pesquisadores da hidrologia aplicada à gestão de recursos hídricos, iria dar origem a uma história de desenvolvimento de uma abordagem para avaliação de vazões remanescentes relativamente independente do que ocorria no restante do mundo. Na época, nenhum dos grupos tinha contato com pesquisadores desta área e a obtenção de

literatura específica sobre o tema ainda era muito difícil. Observa-se que esta crítica, desenvolvida em 1992 e 1993, ocorre paralelamente com a discussão efetuada por Arthington *et al.* (*apud* Postel & Richter, *op.cit.*) em 1992, incorporando uma crítica ecológica às metodologias baseadas em simplificações hidrológicas ou hidráulicas. Estes trabalhos de Arthington não eram de conhecimento dos autores. O seminário de apresentação dos resultados do projeto, em 1993, levou à mobilização da comunidade da bacia hidrográfica para constituição do Comitê de Gerenciamento, o qual acabou sendo instalado em 1994 (Silveira *et al.*, 1998), mesmo ano da aprovação da Lei 10.350/94, que regulamenta o Sistema Estadual de Recursos Hídricos (Rio Grande do Sul, 1994). Nesta lei, entre os instrumentos de gestão encontra-se definida a outorga do uso da água, assim como é definida a necessidade de reserva de água para o abastecimento público e para a preservação ambiental.

O problema colocado leva ao desenvolvimento de estudo sobre a relação entre vazões e estrutura da paisagem, efetuado por um dos participantes do estudo, efetuado no Laboratório de Ecologia de Paisagem, do Centro de Ecologia da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (Cruz, 1995). Neste estudo, o autor reafirma a crítica ecológica às abordagens consagradas pelo uso no Rio Grande do Sul, questionando “*a validade do tratamento do conceito de vazão mínima de proteção ambiental a partir de abordagens tipo $Q_{7,10}$. Existe uma relação entre a complexidade das vazões e a memória informativa dos ecossistemas à jusante, que condiciona o devir da sucessão, afetando, assim, a capacidade de auto-organização dos sistemas ribeirinhos e de áreas úmidas, para os quais estas vazões são uma das principais funções de força do sistema*”. A abordagem ecológica do autor incorporou a noção de auto-organização dos ecossistemas, o papel do regime de perturbações, no caso do regime hidrológico, na estruturação dos sistemas ribeirinhos e a conexão entre a complexidade da paisagem e a complexidade do regime hidrológico. Com base nesta conexão, sugeriu uma abordagem para recomendação de vazões remanescentes construída a partir de simulação de determinado grau de complexidade de vazões, tal como expressa na dimensão de correlação (Abraham *et al.*, 1986; Rosenstein *et al.*, 1993, 1994), que pudesse ser construída a partir da análise da complexidade da paisagem (Milne, 1988, 1991), para tanto, sugeriu a replicação do estudo em outras pequenas bacias hidrográficas monitoradas com calhas a fim de verificar a existência de relações preditivas. Caso estas ocorressem, poderiam ser utilizadas para estipular complexidades de vazões a serem respeitadas no desenho do regime hidrológico recomendado para a bacia hidrográfica. A

complexidade das vazões poderia ser, portanto, estimada para condições pretéritas (simulando-se a cobertura original) ou desejadas (simulando-se o uso planejado do solo na bacia). A desvantagem do método proposto, é que a complexidade de vazões, tal qual expressa na dimensão de correlação, está relacionada à heterogeneidade temporal, mas não à temporalidade das vazões, ou seja, quando, em que tempo, devem ocorrer as variações de vazões. Esta questão limitou a aplicabilidade da abordagem proposta, mas não tira o mérito do trabalho, que colocou o problema das vazões remanescentes no campo da ecologia de paisagem, de auto-organização de sistemas e de heterogeneidade espacial e temporal. A ligação sistêmica entre as pequenas bacias de cabeceiras, enquanto geradoras de um regime de perturbações para os trechos à jusante, manifestava a tendência que foi sintetizada no mesmo ano por Bretschko (1995).

Em 1995, a Embratel lança o serviço definitivo de acesso comercial à internet (ABRANET, 2004). Este passo permitiria a possibilidade de conexão à rede global fora das dependências das universidades, permitindo a disseminação de páginas com conteúdos diversos, facilitando o acesso à produção de relatórios *ad hoc*, de textos não publicados ou de circulação restrita. Diversos órgãos governamentais, universidades, centros de pesquisa, empresas e organizações não-governamentais começaram a disponibilizar relatórios, textos legais e mesmo versões digitais de artigos publicados. Páginas especializadas na busca por palavras-chave começaram a crescer exponencialmente, permitindo uma velocidade de revisão temática nunca vista antes. Uma verdadeira revolução que veio contribuir para o rompimento do isolamento de grupos de pesquisa do terceiro mundo, carentes de acesso à bibliotecas ricas em títulos de revistas científicas. No entanto, este potencial não se manifestou automaticamente. A incorporação dos recursos disponibilizados pela tecnologia da informação nas rotinas das pessoas depende de mudanças culturais.

O Instituto de Pesquisas Hidráulicas, em 1996, finalizou estudo da relação entre o hidroperíodo e o comportamento biológico do Banhado do Taim (Motta-Marques & Irgang, 1996; Motta-Marques, Irgang & Giovannini, 1997).

O Decreto nº 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamenta o instrumento de outorga (Rio Grande do Sul, 1996). De acordo com o decreto, a outorga objetiva a racionalização e a compatibilização dos diferentes usos da água, buscando a preservação dos direitos dos usuários, priorizando-se o abastecimento público. No seu artigo 5º, determina que a FEPAM definirá as quantidades mínimas de água necessárias para manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos, para cada bacia hidrográfica. No seu

artigo 18º, estabelece a primazia do abastecimento público sobre todos os demais usos. Em resumo, o equacionamento proposto pode ser expresso da seguinte forma:

Vazão outorgável = vazão de referência – vazão para abastecimento público – vazão de proteção ambiental

Onde a vazão de referência é obtida a partir da curva de permanência e o quantil adotado depende do risco assumido ($Q_{90\%}$, $Q_{95\%}$, $Q_{75\%}$, etc...).

Observe-se que a regulamentação da outorga mantém a legislação atrelada ao paradigma utilitarista e conservacionista da década de 50, determinando que a FEPAM deva equacionar o problema da vazão remanescente, ou ecológica, como um valor mínimo, desconsiderando os avanços da ecologia de rios. Neste tempo histórico, a nível internacional, a heterogeneidade espacial e temporal dos rios já era considerada nas proposições de métodos holísticos de avaliação de vazões remanescentes (Figura 18), assim como já haviam estudos criticando severamente estas abordagens com base na teoria ecológica (Silveira *et al.*, 1993; Cruz, 1995).

Uma análise simplificada do problema proposto está expressa na Figura 23.

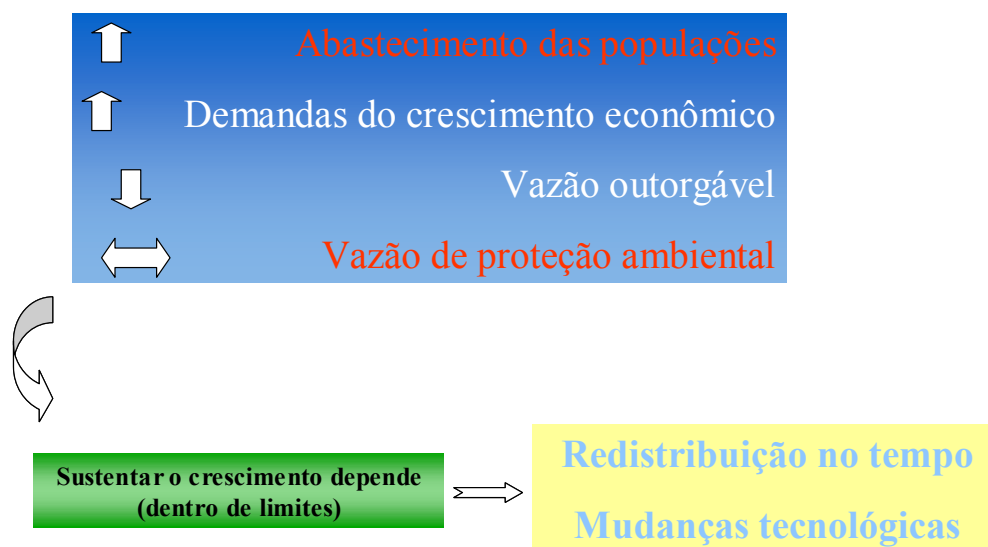


Figura 23. Modelo conceitual de implicações para o desenvolvimento sustentável da aplicação do equacionamento da outorga de acordo com o Decreto nº 37.033.

O quadro apresentado mostra um cenário de crescimento da população, que resulta no crescimento da reserva de vazões para fins de abastecimento público, aumento da demanda de água para a atividade econômica, expressa tanto em termos de água para irrigação, como para a indústria e serviços. Como a vazão de proteção ambiental permaneceria estacionária em termos de tendências, a consequência seria a progressiva redução da vazão outorgável, ou seja, a um rápido esgotamento do recurso. Este cenário remete as propostas de solução, em cenário de crescimento sustentável, a uma redistribuição no tempo das vazões, que possuem uma distribuição heterogênea entre e intra-anual, assim como a uma re-engenharia do uso da água, com adoção de tecnologias de menor consumo. Como as mudanças tecnológicas são mais difusas, menos sujeitas ao controle, é mais confortável buscar soluções estruturais, construindo barragens de regularização, com a finalidade de redistribuir as vazões no tempo.

O ano de 1997 traz dois momentos importantes. Dentro das atividades do Programa de Recuperação da Bacia Hidrográfica do Guaíba, a Fundação Zoobotânica traz a Porto Alegre o Dr. Juan José Neiff, de Corrientes, Argentina, o qual já possuía relações com Motta-Marques e Irgang, para ministrar curso sobre ecologia de áreas úmidas. Participaram deste curso inúmeros pesquisadores ligados ao Museu de Ciências Naturais, além de pesquisadores da FEPAM, incluindo botânicos, zoólogos e ecólogos com experiência em manejo de fauna, licenciamento de lavouras orizícolas e

levantamento da flora e fauna de banhados. Este curso veio contribuir, de forma decisiva, para a conexão de diferentes grupos de pesquisa em áreas úmidas do Rio Grande do Sul com a nascente fluviologia. Neiff, muito antes de Bretschko, já havia sistematizado conhecimentos de forma integrada sobre a heterogeneidade espacial e temporal dos rios, expressa em artigo publicado na revista *Interciência*, no ano de 1990 (Neiff, 1990). Este desconhecimento tem origem em dois fenômenos: o primeiro é relacionado com o isolamento relativo dos pesquisadores do terceiro mundo, como já comentado; o segundo refere-se ao fato de que os pesquisadores do primeiro mundo normalmente desconsideram as revistas publicadas nos países em desenvolvimento, em especial se elas são publicadas nos idiomas locais.

A colaboração científica Corrientes-Porto Alegre, consolidada a partir de 1997, manifesta-se nas teses de doutoramento de Oliveira (1998) e de Irgang (1999) e na proposta de tese de doutorado elaborada por Cruz (2000) para fins de ingresso no Curso de Pós-Graduação em Ecologia.

O segundo momento importante de 1997 refere-se a defesa da tese de doutoramento de Silveira (1997), que coordenou o Projeto Rio Santa Maria (Silveira *et al.*, 1993). Neste estudo o autor desenvolve metodologia para ajuste de curvas de permanência obtidas com base em métodos de regionalização hidrológica para pequenas bacias hidrográficas. No estudo de 1993, havia percebido a falta de instrumentos adequados para avaliação hidrológica de bacias hidrográficas como a do rio Santa Maria, com cerca de 15.700 km², possuindo uma única série histórica de vazões consistente, referente à estação fluviométrica de Rosário do Sul. De acordo com o autor, os estudos para regionalização, no Rio Grande do Sul tinham suas regressões efetuadas com bacias com áreas de contribuição entre 41 e 189.300 km², mas com pouca representatividade das pequenas bacias, o que poderia representar erros acentuados na aplicação das equações para estimativa da curva de permanência para pequenas bacias hidrográficas com áreas entre 1 a 11 km², que foram objeto da sua tese. O autor também realçou que a quantificação das vazões tinha importância ambiental, chamando atenção para o fato de que a outorga do uso da água tinha relação com as limitações ambientais.

Se por um lado, a academia procura encontrar soluções metodológicas para a situação de carência de dados, o poder público, tensionado pelos conflitos de uso, em especial na bacia do rio Santa Maria, encomenda estudos, através de contrato entre o Conselho Estadual de Recursos Hídricos e Bourscheid Engenharia Ltda (1997), que acabam por resultar na proposição de um Programa de Recuperação e Desenvolvimento da Bacia

Hidrográfica do Rio Santa Maria, com propostas de intervenções na bacia estimadas à época em R\$ 226 milhões, buscando a solução do problema de escassez de água através de medidas de redistribuição de vazões no tempo, propondo a construção de 18 barragens.

Considerando a dificuldade de reconstruir as vazões naturais em bacias hidrográficas com grande impacto de usos consuntivos, como a bacia do rio Santa Maria, Silveira *et al.* (1998) propuseram a abordagem chamada marco zero. Nela, parte-se da premissa de que os usos atuais da bacia estão já incorporados no hidrograma. Esta abordagem seria implementada na avaliação das disponibilidades hídricas quali-quantitativas da bacia do Baixo Jacuí (CRH, 1999).

Madeira (1999) efetuou estudo sobre a percepção ambiental e gerencial de diferentes segmentos sociais do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria. Entre as conclusões, documentou a diferença de percepção quanto a gravidade dos problemas ambientais da parte rural da bacia hidrográfica e identificou a principal motivação dos participantes do Comitê: construção de barragens. Esta conclusão está consistente com o paradigma dominante na época de publicação do Decreto nº 37.033, expresso na Figura 23.

Neste ano, no XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Sarmento & Pelissari (1999) apresentam artigo em que sustentam que o IFIM é o estado-da-arte para determinação de vazão residual dos rios, sustentando-se em revisão efetuada por Morhardt em 1986. Apesar de que os artigos de Arthington *et al.* serem de 1992, da revisão de Tharme ter sido publicada em 1996 e do enunciado do paradigma do regime natural de vazões (Poff *et al.*) ser de 1997, o artigo procura indicar a melhor alternativa tecnológica sem referência aos estudos de ecologia de rios e à heterogeneidade espacial e temporal dos mesmos, que fundamentaram os métodos holísticos, propostos formalmente desde 1993. Esta situação pode ser explicada pela inércia do paradigma inicial, pela dificuldade de acesso à literatura e pela falta de tradição no estudo ecológico⁴.

No ano de 2000, a CAPES lança o portal “Periódicos CAPES”, que veio a se tornar o último instrumento da tecnologia da informação a facilitar o rompimento do isolamento informativo dos pesquisadores brasileiros (SBPC, 2004). Revisões e acesso aos artigos científicos deixam de ser fatores limitantes para o desenvolvimento das pesquisas. Ao

⁴ No artigo, Sarmento & Pelissari (1999) não apresentam nenhuma citação de textos referentes à ecologia de rios, somente de autores vinculados com a escola de simulação de habitats.

contrário, com um salto, o problema, dada a grande disponibilidade de informações, passa a ser o desenvolvimento de capacidade de montagem de estratégias de busca e de filtragem de informações que possibilitem ao pesquisador extrair o que é realmente significativo.

Com este instrumento, as pesquisas produzidas poderiam ser comparadas com o que estava sendo produzido nos mais diferentes locais do Planeta, passando a barreira lingüística a ser a única significativa, barreira esta praticamente superada pela universalização do uso da língua inglesa.

Cruz (2000), em sua proposta de projeto para doutorado em ecologia, define vazão ecológica como *“a vazão necessária para que sejam preservadas as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantêm o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores”*.

No mesmo ano, Lanna & Benetti (2000), em trabalho de consultoria para a FEPAM, órgão responsável pela definição da vazão ecológica no Rio Grande do Sul, elaboram estudo referente ao “Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica no Rio Grande do Sul”. O relatório é dividido em duas partes. Na primeira, os autores fazem a revisão do estado-da-arte. Na segunda, apresentam as propostas. Os autores não tiveram acesso à revisão de Tharme (1996), a mais completa até então efetuada, assim como não apresentam referência à trabalhos ecológicos com a incorporação da heterogeneidade espacial e temporal de rios (p.e., Neiff, 1990; Bretschko, 1995; Poff *et al.*, 1997). Esta deficiência, possivelmente ligada à formação dos autores e às dificuldades na obtenção de artigos, resulta em uma avaliação das funções das vazões dos rios empobrecida, resumindo-se em uma descrição dos fatores físicos importantes para organismos aquáticos (corrente, substrato, temperatura e oxigênio). Embora iniciem o texto com considerações referentes ao conceito de vazão ecológica enunciado por Cruz (2000), os autores sustentam uma justificativa para manutenção de vazões mínimas, as quais seriam necessárias para permitir a passagem de peixes para os locais de reprodução e desova, assegurar níveis adequados de temperatura e oxigênio dissolvido, manter condições satisfatórias de habitat para a fauna e a flora, as quais deveriam ser complementadas por vazões altas periódicas, com a finalidade de remover sedimentos finos, diluição de águas paradas com alta salinidade ou baixa concentração

de oxigênio dissolvido. Esta abordagem somente vê papel ecológico para vazões mínimas e cheias e acaba sendo centrada na análise da resposta da espécie, não do ecossistema, como enunciado em Cruz (2000). A não incorporação da heterogeneidade temporal e espacial dos rios, que resulta em certa complementariedade de períodos bons e ruins para uma determinada espécie, considerando a variação inter-anual, cria a dificuldade manifestada pelos autores ao interpretarem os antagonismos apresentados por Gillilan & Brown (1997) em estudo de recomendação de vazões remanescentes para o rio Chama, como, por exemplo a manutenção do ótimo para a truta-marrom em determinado período prejudicaria a águia-careca. Uma leitura do fato com base no paradigma do regime natural de vazões (Poff *et al.*, 1997), levaria à conclusão de que a reconstrução da variabilidade interanual das vazões produziriam tanto anos bons como ruins para ambas as espécies, em períodos diferentes, garantindo as suas sobrevivências e contribuindo para a manutenção da biodiversidade.

O mesmo problema fica claro quanto à interpretação, no último capítulo, do problema da “garantia de que o racionamento necessário para manutenção da vazão ecológica nas estiagens mais severas ocorra. Ou seja, poderá ser permitida a apropriação de parte da vazão ecológica em períodos de extrema escassez de água, quase como que secando o rio”. Neste caso, secar o rio, em secas extremas, é considerado um evento negativo, afinal, pode resultar em redução de oxigênio, dificuldades para a reprodução de peixes, etc, mas pode também ser necessário para a sobrevivência de outras espécies, como apresentado no Quadro 2. Ou seja, secas extremas existem e sempre existiram na natureza, com certa recorrência. Porque impedir que elas ocorram? Não estaria a biota adaptada a esses pulsos?

A deficiência da abordagem ecológica não permitiu também aos autores perceberem o grande salto paradigmático existente entre os métodos hidrológicos, hidráulicos, de simulação de habitats em relação aos métodos holísticos, colocando IFIM e BBM como alternativas de igual importância, para avaliação em médio e longo prazo pelo órgão ambiental. Como analisado anteriormente, o IFIM é o ápice do desenvolvimento do paradigma utilitarista dos biólogos pesqueiros do final da primeira metade do século XX. Já o método de construção de blocos (BBM) é o primeiro esforço de construção de uma metodologia holística, apresentando potencial para grande aperfeiçoamento e desenvolvimento. Para uso imediato, os autores propõe o método da curva de permanência, uma vez que dependem unicamente das séries hidrológicas, que seria aplicada conforme a situação de escassez de água na bacia. Para o caso de não

existência de escassez seria adotada a mediana das vazões mensais (Q_{50}). Para as bacias com escassez seria utilizada a permanência de 90% (Q_{90}). Esta proposição, destinada a cobrir um vazio metodológico, seria uma medida emergencial para atender as necessidades processuais de implementação da outorga do uso da água, uma vez que carece de qualquer fundamentação ecológica.

Na continuidade do problema da adaptação de métodos para bacias com carências de dados, e tendo acesso aos estudos efetuados no resto do mundo, Cruz (2001) faz uma avaliação conceitual e técnica da avaliação de disponibilidades hídricas para outorga, incluindo uma análise dos aspectos referentes à proteção ambiental, apresentando pequena revisão das metodologias propostas a nível mundial, incluindo referência ao conceito de pulso de vazões, regime de flutuação natural dos rios e aos métodos holísticos, citando as revisões de Tharme (1996), Sarmiento & Pelissari (1999) e Lanna & Benetti (2000). A autora procurou simular os impactos da implementação de uma metodologia de otimização para outorga, tendo concluído que *“o critério de outorga, baseado em vazões de referência, é pouco agressivo ao ambiente. Isso devido à fraca influência na alteração do padrão de pulsos hidrológicos dos rios, devendo-se, porém, tomar cuidado quando do seu uso em sistemas sujeitos a obras de regularização”*. O resultado da simulação efetuada é apresentada na Figura 24. A metodologia proposta foi empregada em projeto referente à implantação da outorga do uso da água para a bacia do rio Santa Maria (Silveira et al., 2004).

Embora a aplicação da outorga, otimizada para critério de vazão de referência preserve certo grau de variabilidade das vazões, esta é obtida dentro do referencial marco zero (Silveira et al., 1998), o que significa que as vazões de proteção ambiental, estimadas conforme a $Q_{7,10}$, podem estar excessivamente rebaixadas em função da demanda pela irrigação. Deste modo, embora a simulação efetuada demonstre a manutenção do padrão de variabilidade das vazões, não existe a resposta de qual reação os ecossistemas apresentarão para uma mudança permanente das magnitudes dos pulsos.

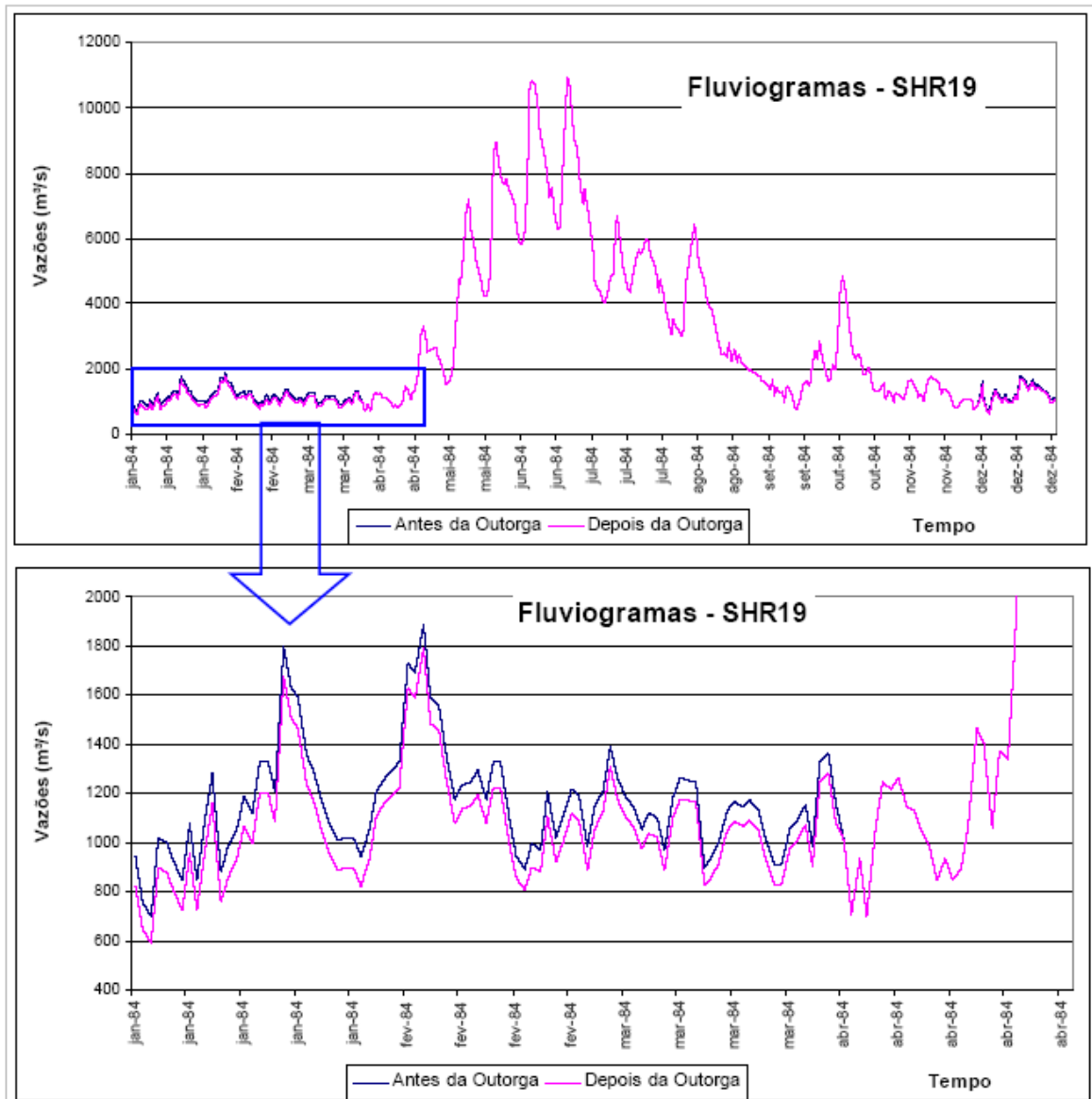


Figura 24. Preservação dos pulsos hidrológicos em situação de antes e depois a concessão de outorga de uso da água, quando utilizado o critério da vazão de referência (Cruz, 2001).

Teoria e realidade: uma pedra no caminho do processo de tomada de decisões

A implementação da outorga do uso da água, necessária tanto para a implementação do sistema de gestão dos recursos hídricos, como para instrução dos processos de licenciamento ambiental, impõe a necessidade de desenvolvimento metodológico adaptado para a realidade riograndense e brasileira. Este desenvolvimento deverá ser construído sobre uma abordagem holística, que considere o ecossistema rio como unidade de manejo, como determinado no Decreto nº 37.033 (“água necessárias para manutenção da vida nos ecossistemas aquáticos”), mas consistente com o grande quadro de carência de dados existente.

Como identificado por Madeira (1999), a metodologia deve ter a capacidade de envolver a comunidade da bacia hidrográfica, uma vez que as decisões são tomadas nos comitês de gerenciamento de bacias hidrográficas, onde as percepções dos diversos setores quanto aos problemas ambientais não são coincidentes.

Ou seja, a metodologia deve ser constituída dentro de um sistema de apoio à tomada de decisões. Decisões que não esperam a elaboração de estudos longos.

Por este ponto de vista, a metodologia de construção de blocos (BBM), seria a mais adaptada, uma vez que construída sobre dados já existentes e com uma dinâmica relativamente rápida. Se a base de dados é boa, a decisão é boa. Se a base de dados é fraca, constrói-se a decisão possível, que deverá ser modificada, ou não, a medida que novas informações possam ser agregadas ao processo decisório, levando a uma nova rodada de avaliação do regime de vazões remanescentes recomendado.

Esta dimensão conduz ao manejo adaptativo, uma abordagem de gestão que incorpora a gestão das incertezas no processo de tomada de decisões (Mendiondo *et al.*, 2002), apresentado na Figura 25.

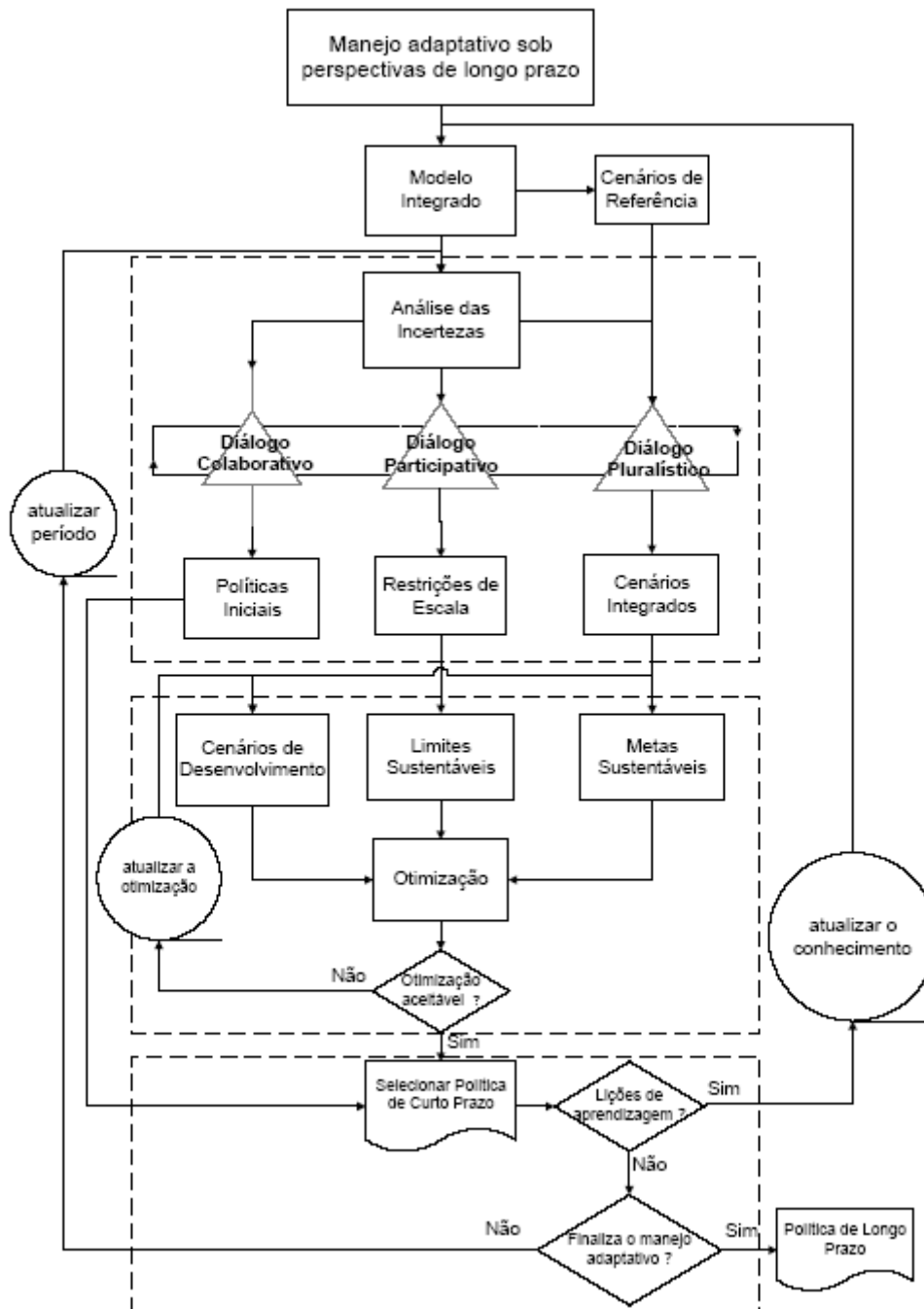


Figura 25. Protocolo para as diretrizes da gestão das incertezas hidrológicas no auxílio às políticas hídricas e para o manejo integrado de bacias hidrográficas. As áreas de traços mostram módulos de atuação com tomadores de decisão das políticas hídricas (Mendiondo *et al.*, 2002).

Como a situação de carência de dados, assim como a necessidade de adoção da abordagem marco zero, dadas às longas séries temporais de vazões descontadas já dos

usos consuntivos, leva a um quadro de grande incerteza quanto aos efeitos das decisões tomadas, a necessidade de adoção de regras flexíveis de manejo torna-se imperativa.

Além destes condicionantes teóricos, existem ainda os condicionantes operacionais, como a existência de equipes inter-disciplinares familiarizadas com o rio objeto de avaliação e habituadas ao trabalho em equipe. Equipes grandes, hoje, são de difícil mobilização, o que acentua a necessidade de construção de alternativas para abordar o problema de forma simples, mas plenas de significado ecológico.

Estas necessidades, quando avaliadas juntamente com uma abordagem holística, podem nos remeter para uma inversão do problema.

Será que o mais importante, para aplicação imediata, uma vez que a recomendação para obtenção de dados e constituição de processos holísticos de recomendação de regimes ecológicos de vazões é projetada ao futuro, não é avaliar as conseqüências da aplicação de um método disponível e de aplicação viável no contexto da bacia hidrográfica sobre o ecossistema rio?

No caso de resposta positiva, a construção do significado ecológico passa por um aspecto chave, que é a identificação de variáveis indicadoras do estado do ecossistema rio que possam ser utilizadas tanto para monitorar o comportamento do sistema em seções de referência, como para inferir a ocorrência de determinados comportamentos hidrológicos em seções desprovidas de dados.

Neiff (1990) discute em profundidade a relação entre as características dos pulsos e as mudanças que ocorrem em resposta na biota das áreas úmidas. Dada a dependência das condições iniciais e à euritopia dos organismos, esta relação não resulta, necessariamente, em ritmos previsíveis, embora correlações possam ser efetuadas *a posteriori*.

Assim, quando se rebaixa a cota das vazões médias em determinado local, não há garantia de que os novos ecótopos que se adaptaram as novas condições resultarão em uma réplica em menor escala do zoneamento anteriormente existente, mas sim, de ecótopos novos, onde a hipótese anteriormente citada é somente um dos cenários possíveis.

As respostas das plantas às mudanças fornecem respostas de acordo com escalas temporais diferenciadas e com as formas de vida. Duever (1988) encontrou relação entre comunidades de áreas úmidas e o hidroperíodo (número de dias em condições de hidromorfismo por ano) em regiões relativamente planas. Para regiões com relevo significativo o autor sugere que a variação dos níveis deve ter uma influência maior,

dada a natureza mais efêmera e profunda das inundações. Da mesma forma encontrou comunidades euritípicas e outras estenotípicas quanto ao hidroperíodo.

Deste modo, pode-se esperar que ao menos determinadas formas de vida sejam favorecidas por determinadas condições hidrológicas. Assim, se a composição específica é muito difícil de ser prevista, o grau de previsibilidade da fisionomia é maior.

O caminho se faz ao andar⁵

A revisão aqui apresentada remete para a necessidade de construção de abordagens metodológicas baseadas no manejo adaptativo, buscando-se adaptar uma abordagem holística ao quadro de carência ou ausência de dados ecológicos adequados para um estudo aprofundado da relação entre o regime de pulsos e os ecossistemas aquáticos e ribeirinhos.

Aqui, o termo holístico refere-se a uma abordagem onde a seleção de variáveis indicadoras do estado do sistema necessariamente reflita o estado de propriedades emergentes do sistema, não somente uma noção de que leva em conta “tudo”. Poucas variáveis representativas do estado de processos relativos a propriedades emergentes de um sistema podem dar resultados mais efetivos para a tomada de decisões do que uma grande quantidade de informações de processos que ocorrem em níveis inferiores da hierarquia ecológica (holarquia).

Um caminho, que na revisão de Tharme (2003) aparece muito pouco, refere-se ao estudo da vegetação ao longo da planície de inundação, utilizando-se caracteres funcionais e formas de vida como indicadoras do estado de adaptação ao regime de pulsos hidrológicos e as classes de cobertura como manifestações da sucessão em resposta aos eventos de inundação de grande amplitude (Cruz *et al.*, em preparação a e b).

⁵“Caminante, no hay camino, el camino se hace al andar”, António Machado (Cantares...).

Citações Bibliográficas

- ABRAHAM, N.B. et al. 1986. Calculating the Dimension of Attractors from Small Data Sets. *Physics Letters*, v.114A., n.5., p. 217-221.
- ABRANET. Associação Brasileira dos Provedores de Acesso, Serviços e Informações da Rede Internet. 2004. *A Internet. Cronograma da História da Internet no Brasil*. (disponível em <http://www.abranet.org.br/historiadainternet/brasil.htm>, acesso em 12/05/2005).
- ACOT, P. 1990. *História da Ecologia*. 2 ed., Rio de Janeiro: Ed. Campus. 212 p.
- AGAPAN. Associação Gaúcha de Proteção ao Ambiente Natural. 1998. *"Ainda Estamos em Cima da Árvore"*. Homenagem a Carlos Alberto Dayrell. (disponível em <http://www.agirazul.com.br/agapan/agpday.htm>, acesso em 09/04/2005).
- BENDA, L. & DUNNE, T. 1997. Stochastic forcing of sediment routing and storage in channel networks. *Water Resources Research*, vol. 33, no. 12, p. 2865–2880.
- BENDA, L.; ANDRAS, K.; MILLER, D. & BIGELOW, P. 2004a. Confluence effects in rivers: Interactions of basin scale, network geometry, and disturbance regimes. *Water Resources Research*, vol. 40, W05402, doi:10.1029/2003WR002583, 2004. 15 p.
- BENDA, L.; VELDHUISEN, C. & BLACK, J. 2003. Debris flows as agents of morphological heterogeneity at low-order confluences, Olympic Mountains, Washington. *GSA Bulletin*; v. 115, no. 9, p. 1110–1121.
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. 2004b. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, no. 5, p 413-427.
- BENDA, L.E.; POFF, N. L.; TAGUE, C.; PALMER, M.A.; PIZZUTO, J.; COOPER, S.; STANLEY, E. & MOGLEN, G. 2002. How to Avoid Train Wrecks When Using Science in Environmental Problem Solving. *BioScience*, vol. 52, no. 12, p. 1127- 1136.
- BP. 2004. BP Statistical Review of World Energy June 2004. (disponível em <http://www.bp.com/statisticalreview2004>, acesso em 18/05/2005).
- BRETSCHKO, G. 1995. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. *Hydrobiologia*, vol. 303, p. 83-91.
- BUREL, F. & BAUDRY, J. 2002. *Ecología del Paisaje: Conceptos, Métodos y Aplicaciones*. Madrid: Ediciones Mundi-Prensa. 353p.
- CÁNEPA, E.M.; ZORZI, I.; GRASSI, L.A. T. & SOARES NETO, P.B. 2001. *Os Comitês de Bacia no Rio Grande do Sul: Formação, Dinâmica de Funcionamento e Perspectivas*. (disponível em <http://www.abes-rs.org.br/rechid/comites-2-a.htm>, acesso em 14/05/2005).
- COMITESINOS. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. 2004. *Como tudo começou. Surge o Comitesinos*. (disponível em http://www.comitesinos.com.br/como_comecou/surge.htm, acesso em 14/05/2005).
- CRH. Conselho de Recursos Hídricos do Rio Grande do Sul. 1999. *Avaliação qualitativa das disponibilidades e demandas de água na bacia hidrográfica do Baixo Jacuí*. Secretaria das Obras Públicas, Saneamento e Habitação do Governo do Estado do Rio Grande do Sul (SOPSH), Fundo de Investimentos em Recursos Hídricos. Porto Alegre. RS. (Relatório técnico)

- CRUZ, J.C. 2001. *Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 189 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).
- CRUZ, R.C. 1995. *Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal*. Porto Alegre: Curso de Pós-Graduação em Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 109 p. (dissertação de Mestrado).
- CRUZ, R.C. 2000. *A implementação da outorga do uso da água na Bacia do Rio Santa Maria: o papel do conteúdo informativo e complexidade dos níveis hidrológicos e da avaliação dos tipos funcionais de áreas úmidas na definição da vazão de proteção ambiental. Proposta de projeto para desenvolvimento de Tese*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia. 14 p. (Projeto).
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L. & SILVEIRA, G.L. 1998. Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal. In: *Anais. I Fórum de Geo-Bio-Hidrologia, Estudos em Vertentes e Micro-Bacias Hidrográficas*. Curitiba, UFPR, v.1, p. 184-189.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L.; SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; PEREIRA, R.D. & DARU, R.L. *O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil)*. (em preparação a)
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L.; SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; PEREIRA, R.D. & DARU, R.L. *FFTSint: Um Instrumento para Análise de Recorrência de Pulsos em Análise Espectral de Séries Hidrológicas Diárias*. (em preparação b)
- DIAS, G.F. 2000. *Educação Ambiental: Princípios e Práticas*. 6 ed., São Paulo: Ed. Gaia. 551 p.
- DUEVER, M.J. 1988. Surface Hydrology and plant communities of Corkscrew Swamp. In: WILCOX, D.A. (ed.). *Interdisciplinary Approaches to Freshwater Wetlands Research*. East Lansing, p. 97-118.
- EIA. Energy Information Administration. 2003. Long-Term World Oil Supplies. (disponível em http://www.eia.doe.gov/pub/oil_gas/petroleum/feature_articles/2004/worldoilsupply/oilsupply04.html, acesso em 19/05/2005).
- EVANS, J.W. & ENGLAND, R.H. 1995. *A Recommended Method to Protect Instream Flows in Georgia*. Social Circle, Georgia: Georgia Department of Natural Resources, Wildlife Resources Division. 52 p.
- FLYNN, R.H. 2003. *A Stream-gaging Network Analysis for the 7-Day, 10-year Annual Low Flow in New Hampshire Streams*. Pembroke, New Hampshire: U.S. Geological Survey. Water-Resources Investigations Report 03-4023. 31 p.
- FONSECA, E. & SAMPAIO, Ê. 1996. História da Internet Brasil. (disponível em <http://www.dcc.ufmg.br/~mlbc/cursos/internet/historia/Brasil.html>, acesso em 20/05/2005).
- GILLILAN, D.M. & BROWN, T.C. 1997. *Instream Flow Protection: Seeking a Balance in Westren Water Use*. Washington, D.C.: Island Press. 417 p.
- GRAF, W.L. 2003. Summary and Perspective. In: GRAF, W.L. (ed.) *Dam Removal Research: Status and Prospects. Proceedings of The Heinz Center's Dam Removal*

- Research Workshop, 23 – 24 de outubro de 2002*. Washington, D.C.: The H. John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment. p. 1- 21.
- HAUSEN, Ê.C. 1989. Introdução. In: HAUSEN, Ê.C. et al. (coords.). *Seminário Bacia do Gravataí: proposta de gerenciamento*. Anais. Porto Alegre: Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha; Instituto Goethe e Ed. Dubus. p. 9-10.
- HAUSEN, Ê.C. et al. (coords.). 1989. *Seminário Bacia do Gravataí: proposta de gerenciamento*. Anais. Porto Alegre: Associação dos Ex-Bolsistas da Alemanha; Instituto Goethe e Ed. Dubus. 138 p.
- IBICT. Instituto Brasileiro de Informação em Ciência e Tecnologia. 2003. *Comut - 8th ILDS - Camberra - Austrália 2003*.
<http://comut.ibict.br/comut/do/artigo?op=filtroArtigoForm&coSeqArtigo=1>.
- IRGANG, B.E. 1999. *Comunidades de Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 149 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- JOWETT, I. G. 1997. Instream Flow Methods: A Comparison of Approaches. *Regulated Rivers: Research & Management*, vol. 13, p.115-127.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. 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. p. 117-140.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B. & SPARKS, R.E. 1989. The Flood Pulse Concept in River-Floodplain Systems. *Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci.*, v. 106, p.110-127.
- LANNA, A.E. & BENETTI, A.D. 2000. *Estabelecimento de Critérios para Definição da Vazão Ecológica no Rio Grande do Sul. Relatório Final*. Porto Alegre: Fundação Estadual de Proteção Ambiental. 82 p. (Relatório Técnico)
- LINDEMAN, R.L. 1942. The Trophic-Dynamic Aspect of Ecology. *Ecology*, vol. 23, no. 4, p 399-418.
- LUTZEMBERGER, J.A. 1980. *Fim do Futuro? Manifesto Ecológico Brasileiro*. 4 ed., Porto Alegre: Ed. Movimento. 98 p.
- MACLIN, E.; BOWMAN, M. & BEDNAREK, A. (eds.). 2002. *The Ecology of Dam Removal: A Summary of Benefits and Impacts*. Washington, DC: American Rivers. 15 p.
- MADEIRA, M.M. 1999. *Opiniões e Divergências entre os Segmentos Sociais do Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria (RS)*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 198 p. (Dissertação. Mestrado em Ecologia).
- MCCORMICK, J. 1992. *Rumo ao Paraíso: A História do Movimento Ambientalista*. Rio de Janeiro: Relume-Dumará. 224 p.
- MENDIONDO, E.M.; MARTINS, E.S.P.R. & BERTONI, J.C. 2002. Gestão das Incertezas Hidrológicas no Auxílio às Políticas Hídricas para o Manejo Integrado de Bacias. In: *Anales. XIX Congreso Nacional del Agua*, Villa Carlos Paz, Córdoba, Argentina, 13 a 16 de agosto de 2002. 7 p.
- MORIN, E. 1999. A Epistemologia da Complexidade. In: MORIN, E. & LE MOIGNE, J.L. *A Inteligência da Complexidade*. São Paulo: Peirópolis. p. 43-137.
- MOTTA-MARQUES, D.M.L. & IRGANG, B.E. 1996. Hidroperíodo e Comportamento Biológico do Banhado do Taim. In: TUCCI, C.E.M.

- Comportamento Hidrológico do Taim. Relatório. Vol. I.* Porto Alegre: Instituto de Pesquisas Hidráulicas, IBAMA. p. 50-81.
- MOTTA-MARQUES, D.M.L.; IRGANG, B.E. & GIOVANNINI, S.G.T. 1997. A importância do hidropérido no gerenciamento de água em terras úmidas (wetlands) com uso múltiplo – o caso da Estação Ecológica do Taim. *In: Anais. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.* Vitória, ES: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 1-8.
- NAVEH, Z. & LIEBERMAN, A.S. 2001. *Ecología de Paisajes: Teoría y Aplicación.* Buenos Aires: Editorial Facultad de Agronomía. 571 p.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, p. 424-441.
- OLIVEIRA, M.L.A.A. 1998. *Análise de padrões espaciais do Parque Estadual Delta do Jacuí – Mapeamento e subsídios ao zoneamento da unidade de conservação.* Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 233 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- POFF, L.N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E. & STROMBERG, J.C. 1997. The Natural Flow Regime: a paradigm for river conservation and restoration. *BioScience*, vol. 47, no. 11, p. 769-784.
- POHL, M.M. 2003. Summary and Perspective. *In: GRAF, W.L. (ed.) Dam Removal Research: Status and Prospects. Proceedings of The Heinz Center's Dam Removal Research Workshop, 23 – 24 de outubro de 2002.* Washington, D.C.: The H. John Heinz III Center for Science, Economics and the Environment. p. 29- 39.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature.* Washington, D.C.: Island Press. 253 p.
- RIO GRANDE DO SUL. 1994. *Lei nº 10.350 do Rio Grande do Sul*, de 30 de dezembro de 1994.
- RIO GRANDE DO SUL. 1996. *Decreto nº 37.033, de 21 de novembro de 1996, regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul*, prevista nos arts. 29, 30 e 31 da Lei nº 10.350, de 30 de dezembro de 1994.
- ROESSLER, H.L. 1986. *O Rio Grande do Sul e a Ecologia: crônicas escolhidas de um naturalista contemporâneo.* Porto Alegre: Martins Livreiro Ed. 219 p.
- ROSENSTEIN, M.T.; COLLINS, J.J. & De LUCA, C.J. 1993. A practical Method for Calculating Largest Lyapunov Exponents from Small Data Sets. *Physica D*, v.65., p.117-134.
- ROSENSTEIN, M.T.; COLLINS, J.J. & De LUCA, C.J. 1994. Reconstruction Expansion as a Geometry-based Framework for Choosing Proper Delay Times. *Physica D*, v.73., p. 82-98.
- SARMENTO, R. & PELISSARI, V.B. 1999. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. *In: ABRH. Livro de Resumos. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos.* Belo Horizonte, MG, de 28/11 a 02/12/1999, p. 153. (texto completo no CD anexo).
- SBPC. Sociedade Brasileira para o Progresso da Ciência. 2004. Capes esclarece situação do portal de periódicos. *JC e-mail 2489, de 23 de Março de 2004.* (disponível em <http://www.jornaldaciencia.org.br/Detailhe.jsp?id=17240>, acesso em 20/05/2005).
- SCHÄFER, A. 1984. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais.* Porto Alegre: Ed. da Universidade/GTZ. 532 p.
- SILVEIRA, G. L.; CRUZ, J.C.; IRION, C.A.O.; SILVA, C.E.; CRUZ, R.C. 2004. *Desenvolvimento das ações de apoio necessárias à implantação da outorga de uso*

- da água na bacia hidrográfica do rio Santa Maria, RS. Relatório Técnico Final.* Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria, Secretaria do Meio Ambiente, Convênio SEMA-FRH/RS-UFSM-RS nº 002/01. 99 p.
- SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. 1998. Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 3, nº 3, Jul/Set., 1998, p. 5-16.
- SILVEIRA, G.L. 1997. *Quantificação de Vazão em Pequenas Bacias com Carência de Dados Fluviométricos*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 172 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).
- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; DOTTO, J.C.P. 1998. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Histórico de Formação. In: *Anais. Simpósio Internacional de Recursos Hídricos*. Gramado, RS: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, v.110.
- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; EMANUELLI, E.J.C.; IRION, C.A.; DOTTO, J.C.P.; CRUZ, R.C.; CABRAL, I.L.L.; MEMEZES, L.C. & LUCERO, A.C. 1993. *Sistema de Avaliação de Disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Relatório do Projeto Rio Santa Maria*. Santa Maria: Universidade Federal de Santa Maria (UFSM/FATEC), Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RS). 111 p.
- STALNAKER, C.; LAMB, B.L.; HENRIKSEN, J.; BOVEE, K. & BARTHOLOW, J. 1995. *The Instream Flow Incremental Methodology: A Primer for IFIM*. Washington, D.C.: U.S. Department of Interior/ National Biological Service. Biological Report 29. 44 p.
- THARME, R. 1996. *Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers. Final Report*. Cape Town: Department of Water Affairs and Forestry. 116 p. (Technical Report)
- THARME, R. 2003. *Environmental Flow Assessment for Aquatic Ecosystems: a Database of Methodologies*. (disponível em <http://www.lk.iwmi.org/ehdb/EFM/efm.asp>, acesso em 23/09/2004).
- U.S. ARMY CORPS OF ENGINEERS. 2004. *National Inventory of Dams (NID)*. <http://www.tec.army.mil/nid>.
- UFRGS. Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 2003. *Relatório Técnico Parcial 3: Análise de fragilidades ambientais da bacia hidrográfica 75*. Porto Alegre: Instituto de Biociências/UFRGS. Contrato de Prestação de Serviços de Consultoria celebrado entre a FEPAM e a FAURGS/UFRGS.
- VADAS Jr, R.L. & WEIGMANN, D.L. 1993. *The Concept of Instream Flow and Its Relevance to Drought Management in the James River Basin*. Blacksburg: Virginia Polytechnic Institute and State University, Department of Fisheries and Wildlife Sciences. Bulletin 182. 77 p.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p130-137.
- WORLD COMMISSION ON DAMS. 2000. *Dams and Development: a new framework for decision-making. The Report of The World Commission on Dams*. London: Earthscan Publications Ltd. 404 p.
- WTRG Economics. 2004. *Nymex Crude Oil Futures*. (disponível em <http://www.wtrg.com>, acesso em 17/05/2005).

II. FFTSint: um instrumento para análise de recorrência de pulsos em análise espectral de séries hidrológicas diárias.

RESUMO

Neste artigo discutem-se as metodologias para descrição do regime de flutuações das vazões e das cotas de inundação de ecossistemas aquáticos. Discute-se o papel da recorrência significativa para que um processo possua valor adaptativo. São discutidos os métodos disponíveis para testar a periodicidade, bem como as limitações referentes aos pressupostos de reversibilidade das séries temporais para aplicação dos métodos tradicionais de teste da significância de pulsos (Testes de F, Siegel e testes baseados em ruído branco e vermelho). Como as séries temporais de vazões e cotas são irreversíveis, pois as taxas de ascensão e recessão são diferentes, propõe-se uma metodologia alternativa para teste de significância de picos no periodograma baseada em probabilidades obtidas através da geração de séries sintéticas. Com base nestas probabilidades, pode-se filtrar as frequências significativas e reconstruir a série original através da transformada inversa de Fourier. Neste processo pode-se ajustar a proporção da variância total que restará na série filtrada, simulando uma amplificação de sinal.

É apresentado o programa FFTSint, que implementa a metodologia de geração de séries hidrológicas significativas filtradas para diferentes níveis de significância (α) e para diferentes níveis de amplificação do sinal.

O teste da metodologia foi efetuado com a série de vazões da estação Rosário do Sul, rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

ABSTRACT

In this article, the methodologies for description of the pulse regimen of the outflows and the flooding water levels of aquatic ecosystem are argued. The role of the significant recurrence is argued so that a process possess adaptative value. The available

methods to test the regularity are argued, as well as the limitations related to the presupposed of reversibility of the time series for application of the traditional methods of significance test of pulses (Tests of F, Siegel and tests based on white and red noise). As the outflows and water levels time series are irreversible, therefore the taxes of ascension and recession are different, consider an alternative methodology for test of peaks significance in the power spectrum based on probabilities gotten through the generation of synthetic series. With base in these probabilities, the significant frequencies can be filtered and the original series be reconstructed through the inverse transform of Fourier. In this process, the ratio of the total variance that will remain in the filtered series can be adjusted, simulating a signal amplification.

The FFTSint program is presented, that implements the methodology of generation of filtered significant hydrologic series for different levels of significance (α) and for different levels of amplification of the signal.

The test of the methodology was effected with the series of outflows of the Rosário do Sul gauge station, river Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil.

Introdução

O regime de flutuação de fatores ambientais no tempo é reconhecido como um dos principais fatores do ambiente (Margalef, 1977; Odum, 1988; Begon, Harper & Townsend, 1996; Krebs, 2001). No caso de ecossistemas aquáticos, o regime de flutuações das vazões e, conseqüentemente, das cotas de inundação, representa a principal função de força do sistema, regulando a heterogeneidade temporal e espacial da paisagem do rio (Vannote *et al.*, 1980; Neiff, 1990; Bretschko, 1995; Neiff, 1996; Motta-Marques, Irgang & Giovannini, 1997; Poff *et al.*, 1997; Cruz, Porto & Silveira, 1998; Oliveira, 1998; Irgang, 1999; WCD, 2000; Benda *et al.*, 2004; Neiff *et al.*, 2005). Na esteira da produção teórica, surgiram os instrumentos para descrição do regime de pulsos de um corpo de água, entre os quais se destacam o índice FITRAS (frequência, intensidade, tensão, recorrência, amplitude e sazonalidade; Neiff, 1990) e os softwares IHA (Richter *et al.*, 1996) e PULSO (Neiff & Neiff, 2003). No entanto, ambos os softwares descrevem aspectos diversos das séries temporais considerando as flutuações como um todo, sem um filtro que permita interpretar quais pulsos apresentam recorrência significativa, ou seja, pulsos que apresentem certo grau de regularidade que

lhes confirmam valor adaptativo. Os biólogos evolucionistas afirmam que as flutuações dos fatores ambientais, caracterizadas por amplitude, frequência e previsibilidade, podem afetar ou impedir o padrão de adaptação das espécies (Futuyama, 1992). Junk & Wantzen (2004), ecólogos de rios, escreveram que pulsos previsíveis favorecem a adaptação dos organismos.

Considere uma população ribeirinha submetida a um regime hidrológico. Considere, também, que a série hidrológica possa ser decomposta em dois componentes: os componentes que apresentam certo grau de previsibilidade e um componente aleatório. Pode-se perguntar: o componente aleatório pode ter valor adaptativo? Se o componente é aleatório, pressupõe-se que as probabilidades associadas a cada frequência de pulsos em um periodograma são iguais. Suponha que um pulso em particular ocorra. Suponha, também, que este pulso resulte em um processo de seleção que aumente a descendência da variedade “A” desta população, que inclui também as variedades “B, C e D”. Como o componente aleatório deve apresentar igualdade de probabilidades para as demais frequências, considerando-se uma série suficientemente longa, espera-se que outros pulsos que beneficiem as variedades “B, C e D” ocorram com igual frequência, o que resultaria, ao longo do tempo, em igual número de períodos favoráveis para cada variedade, resultando em uma neutralidade adaptativa.

Para o caso de um pulso que apresenta um certo grau de previsibilidade, a distribuição de probabilidades ao longo do periodograma⁶ não é significativamente a mesma. Neste caso, se o pulso significativo beneficia a variedade A em relação às outras, a seleção natural tenderá a favorecer esta variedade, garantindo uma maior descendência para sua prole, aumentando a participação da sua carga genética na população. Ou seja, somente os pulsos que apresentam recorrência significativa possuiriam valor adaptativo (no sentido evolutivo ou darwiniano). Gutierrez & Almirall (1989) discutem sobre o processo de construção da memória dos sistemas biológicos, que se dá através da influência sobre as respostas posteriores dos intercâmbios de materiais e energia, os quais condicionam estruturas, diferenças e complexidades locais. Maturana & Varela (2001) sustentam que as perturbações ambientais desencadeiam as respostas adaptativas, mas é a estrutura do sistema que determina o caminho do processo adaptativo. Margalef (2002) afirma que as espécies evoluem e os ecossistemas se

⁶ Periodograma é a representação da série temporal no domínio da frequência, onde no eixo do x nós temos as frequências ou harmônicos e no eixo do y nós temos a potência, que é a quantidade de variância contida em cada frequência. Também é conhecido como espectro de potência ou de variâncias.

sucedem em um meio que apresenta sinais da atividade dos organismos. O conjunto destes sinais seria resultado do acoplamento entre seres vivos e seu meio inanimado, constituindo uma memória exosomática.

Pode-se, portanto, construir hipóteses relativas à memória de sistemas ribeirinhos quando se conhecem os pulsos significativos dos hidrogramas. Para tal, é necessário que se construa um filtro que remova os conteúdos aleatórios, permanecendo os componentes que apresentam previsibilidade. Este processo resulta na construção do hidrograma significativo.

Testes para análise de significância de periodicidades podem ser desenhados sobre vários argumentos. Salas *et al.* (1980) apresentam o método do periodograma cumulativo (Figura 26), o qual, quando existem componentes periódicos associados aos primeiros harmônicos, apresenta uma descontinuidade representada por uma brusca mudança de declividade da curva acumulada. A parte inicial, de alta declividade, representaria os componentes periódicos e a posterior, os componentes aleatórios.

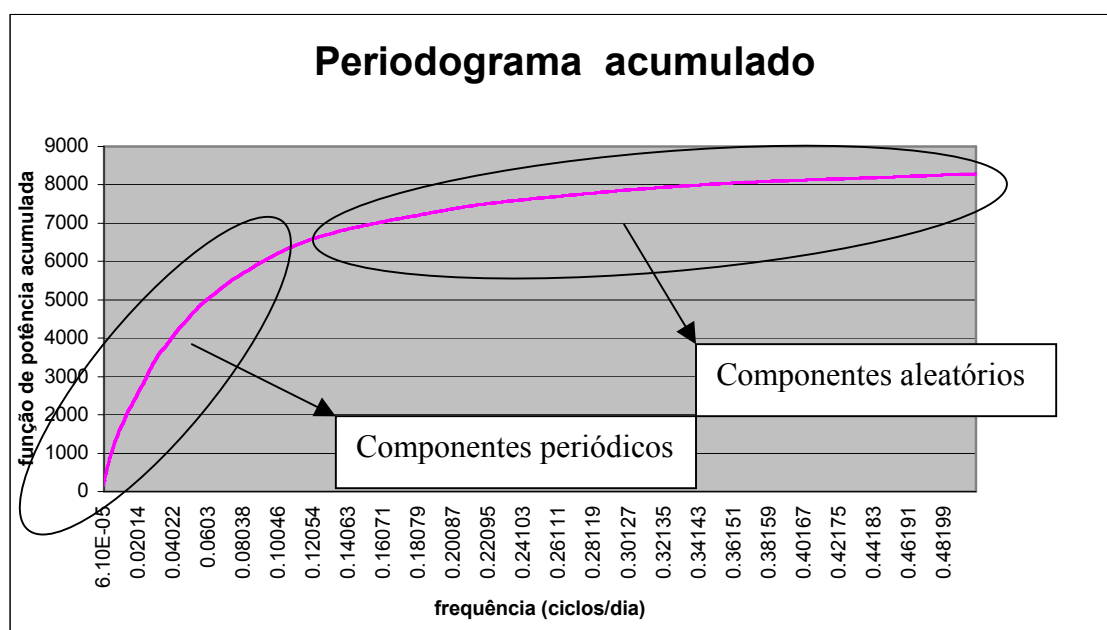


Figura 26. Periodograma acumulado com indicação das regiões do gráfico que caracterizam os componentes aleatórios e periódicos.

Outras abordagens tradicionais recaem sobre uma comparação dos valores de um pico com os valores das frequências vizinhas, utilizando-se o teste de F (Fischer, 1929), em especial para periodicidade simples, e na utilização do teste de Siegel (1980) para periodicidades múltiplas. O teste de Siegel, implementado em softwares de análise de séries temporais como o SIGVIEW (<http://www.sigview.com/index.htm>, acesso em

04/12/2004), compara o percentual da variância explicada por uma frequência com as percentagens explicadas pelas demais frequências. Outros testes são construídos sobre hipóteses nulas de ruído branco (Hammer, Harper & Ryan, 2003) ou ruído vermelho (Ghil *et al.*, 2002; Vaughan, 2004). O pressuposto destes testes é que os valores representados na série temporal são independentes (Królak, 1998).

A principal desvantagem da utilização da abordagem tradicional é conceitual. De acordo com Salas *et al.* (1980), uma série temporal é a realização de um feixe de um conjunto infinito de possibilidades de trajetórias, ou seja, a realização de um processo estocástico⁷. Mesmo que um pico seja significativo em relação aos picos das demais frequências do mesmo periodograma, isto não nos informa sobre a possibilidade de existência de trajetórias totalmente aleatórias que possam gerar picos da mesma magnitude. Manly (1991) descreve a utilização de métodos de aleatorização para testar a significância de picos em um periodograma. No entanto, estas técnicas de aleatorização, assim como os modelos autoregressivos, dependem da validade da propriedade de reversibilidade temporal da série. A reversibilidade implica, necessariamente, na simetria das ondas.

Kelman, Damázio & Costa (1983) citam que os modelos tradicionais esbarram nas assimetrias muito acentuadas que as séries diárias apresentam, em especial devido ao significado físico diferencial que existe entre os ramos de ascensão e recessão do hidrograma. As ascensões estariam mais ligadas aos fenômenos relacionados à precipitação e geração de escoamento superficial, enquanto que as recessões estariam mais relacionadas ao escoamento basal. Estas características das séries diárias de vazões resultam na propriedade de irreversibilidade temporal.

Assim, os testes de F, Siegel, e aqueles baseados em ruído branco e vermelho, ao testarem somente picos uns em relação aos outros de uma mesma realização de um processo estocástico, ou destes em relação à uma série sintética que não possui significado físico em hidrologia (ruídos branco e vermelho não são gerados puros nos corpos de água), poderiam conduzir, equivocadamente, à aceitação de significância de picos gerados ao acaso. A falta de significado físico também estaria relacionada ao pressuposto de reversibilidade temporal da série, implícita nas técnicas de aleatorização.

⁷ Processo estocástico é o processo aleatório no qual é importante e significativa a consideração da ordem em que os dados ocorrem.

Kelman (1980) propôs um algoritmo para geração de séries sintéticas de vazões diárias em que procura superar as limitações da irreversibilidade temporal modelando separadamente as ascensões e recessões.

Kelman (1987) e Mine (1990) descrevem a utilização de modelos “Shot Noise” de Segunda Ordem (SOSN) para geração de séries sintéticas diárias que preservam a média, o desvio padrão e as correlações seriais e cruzadas da série histórica diária. Isto se dá através da produção de pulsos de altura aleatória, segundo a distribuição de Poisson, superpostos a uma equação exponencial ajustada às recessões.

Neste artigo, discute-se uma abordagem para utilização de um algoritmo para testar a significância estatística de pulsos hidrológicos, a partir da análise espectral de séries hidrológicas diárias e de séries sintéticas diárias, seguida da obtenção do hidrograma significativo, ou seja, da série reconstruída a partir da filtragem efetuada no espaço das frequências com base nos picos significativos.

Escopo Metodológico

A análise espectral, através da transformada rápida de Fourier (FFT), é uma das técnicas mais difundidas para descrição das periodicidades presentes em séries temporais (Legendre & Legendre, 1998). Como trata-se de um processo reversível, pode-se utilizar a transformada de Fourier para representar a série temporal alternativamente entre os domínios do tempo e da frequência. Esta propriedade pode ser utilizada para a filtragem dos dados (Press *et al.*, 1992).

Admitindo-se que uma série de vazões diárias apresenta componentes periódicos sobrepostos a componentes aleatórios, pode-se utilizar a FFT para converter a série do domínio do tempo (série temporal) para o domínio da frequência (espectro de potência, ou a quantidade de variância das vazões contida em cada frequência), e filtrar a série neste domínio, para depois obter uma série no domínio do tempo filtrada. Para isso, inicialmente, procede-se a um processo de geração de séries sintéticas diárias (utilizando-se algoritmos que tenham significado hidrológico). Com estas séries geradas, obtêm-se, então, a FFT para testar as periodicidades para graus variados de significância. Definida a significância, pode-se eliminar da representação no domínio da frequência os valores que resultaram não significativos e proceder à transformação inversa, a fim de obter-se a representação da série no domínio do tempo, filtrada dos

componentes aleatórios, que pode ser chamada de hidrograma significativo. Este processo está apresentado na Figura 27.

O núcleo da abordagem proposta está no teste de hipóteses de significância de picos no espectro de potência (teste em todas as frequências) da série de vazões diárias. Neste teste, a hipótese nula implica na aceitação de que os valores da função de potência (variância) em uma dada frequência são gerados ao acaso. Se esta hipótese é verdadeira, a quantidade de variação da série temporal explicada por uma periodicidade representada pela frequência em teste, expressa na função de potência, quando comparada com os valores obtidos para as séries sintéticas, obtidas com modelos como SOSN e DIANA, raramente ultrapassará o valor da série original. Quando esta comparação é efetuada entre a série original e 999 séries sintéticas, por exemplo, pode-se contar quantas vezes a função de potência das séries sintéticas resultou em uma função de potência maior ou igual àquela apresentada pela série original. Este procedimento resulta no cálculo de uma probabilidade. Se a função de potência das séries sintéticas ultrapassou ou igualou a função de potência da série original 35 vezes em 1000 (999 sintéticas mais uma original), a probabilidade associada a esta hipótese é 0,035. Se a significância do teste foi definida para $\alpha = 0.05$, será recusada a hipótese nula, considerando-se significativo o componente periódico da série temporal (não é acaso). Se a significância do teste foi definida para $\alpha = 0.01$, será aceita a hipótese nula e se concluirá que não se pode afirmar que a periodicidade expressa naquela frequência difere das periodicidades provocadas pelo acaso.

Do ponto de vista estatístico, pode-se definir um valor de α com base em valores tradicionalmente aceitos, como 0,05 e 0,01.

No entanto, poderia-se efetuar o seguinte questionamento: qual o significado hidroecológico desta significância?

Considerando-se que sistemas auto-organizativos geralmente possuem respostas com base em valores limites, pode-se esperar que algum valor de α represente uma fronteira a partir da qual o sistema passe a apresentar respostas adaptativas. Ou seja, do ponto de vista da periodicidade de vazões, a partir de que probabilidade os sistemas ribeirinhos conseguem incorporar os padrões de variabilidade na sua estrutura e aumentar a sua estabilidade? A resposta para esta pergunta está para além dos objetivos deste artigo, pois envolve o desenvolvimento de metodologia específica. Do ponto de vista da

construção do instrumento para implementar esta abordagem, esta pergunta remete à possibilidade de filtrar a série original com significâncias ajustadas caso a caso.

Definido o valor de α , pode-se atribuir valor zero à função de potência para as frequências não-significativas e proceder à transformação inversa, que resultará em uma representação no domínio do tempo, sem os componentes atribuídos ao acaso.

O Programa FFTSint

Da análise da Figura 27, pode-se dividir o algoritmo em três fases: uma fase de geração de séries sintéticas diárias, uma fase de teste de periodocidades e uma fase de geração do hidrograma significativo.

Para a primeira fase existem softwares proprietários voltados para análise de risco de inundação e avaliação de regras operativas de hidrelétricas, os quais implementam modelos como o DIANA e o SOSN. No entanto, não foram localizados softwares que permitissem aplicar as fases segunda e terceira do algoritmo proposto. Para suprir esta lacuna, foi desenvolvido o programa FFTSint.

O programa foi desenvolvido em Delphi 5.0. O código fonte utilizado para a FFT foi obtido na página <http://www.netpar.com.br/lfm/spfft.html> (arquivos FFT.pas e FFT.dcr, acesso em 20/06/2004).

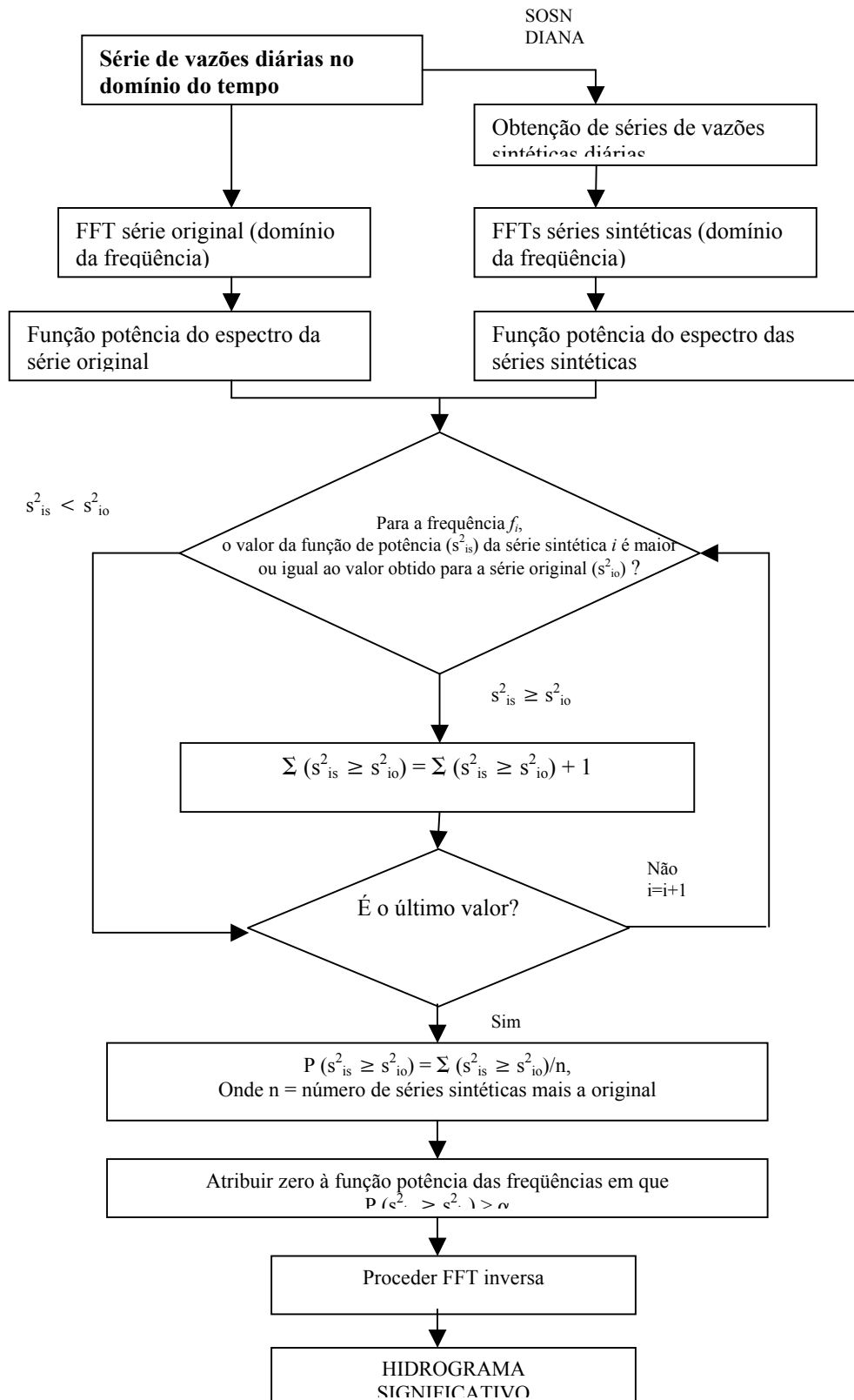


Figura 27. Processo de obtenção do hidrograma significativo.

FFT é um algoritmo para obtenção da transformada discreta de Fourier (DFT), que é definida como:

$$H_n = \sum_{k=0}^{N-1} h_k e^{2\pi i k n / N} \quad (1)$$

onde H_n é a transformada discreta de Fourier, h_k é o valor da variável em estudo no domínio do tempo de ordem k , N é o tamanho da série temporal, n é o número de intervalos no domínio da frequência e i é igual a $\sqrt{-1}$. Os valores de k e n variam sobre o mesmo intervalo de 0 a $N-1$.

A transformação apresentada em (1) é reversível, permitindo a obtenção dos elementos constituintes da série temporal no domínio do tempo a partir de H_n :

$$h_k = \frac{1}{N} \sum_{n=0}^{N-1} H_n e^{-2\pi i k n / N} \quad (2)$$

A partir da representação complexa, pode-se extrair os valores da magnitude (função de potência ou “power”) (eq. 3) e da fase (eq. 4) (Bourke, 1993; Smith, 1999). Assim:

$$Magnitude = \|H_n\| = \sqrt{(h_{real})^2 + (h_{imag})^2} \quad (3)$$

$$Fase = \Phi_n = \arctan\left(\frac{h_{imag}}{h_{real}}\right) \quad (4)$$

Interface e seqüência lógica do FFTSint

O passo inicial para proceder a análise de séries temporais através do FFTSint envolve a abertura do arquivo de entrada, que consta de uma matriz onde cada coluna representa uma série temporal, sendo a primeira a série original. A Figura 28 apresenta a janela de abertura do FFTSint. O programa procede à FFT, registrando os valores em uma tabela visualizada em uma janela do programa. São apresentados os dados brutos da série temporal original, as frequências entre 0 e 0,5 ciclos/dia; as partes inteira e imaginária

da FFT e a função de potência (“power”). Na janela ao lado, pode-se visualizar graficamente os diversos resultados.

Entre as opções para rodar o FFT, deve-se definir se o ajuste do comprimento da série temporal se dará por corte ou por agregação de zeros ao final da série. De acordo com Bloomfield (*apud* Meko, 2005), a segunda opção é a melhor, uma vez que não elimina informações contidas na série, sem perder de modo significativo a sensibilidade para a análise espectral (de acordo com o autor, a análise espectral de uma série estendida com zeros difere apenas trivialmente da análise sem a extensão).

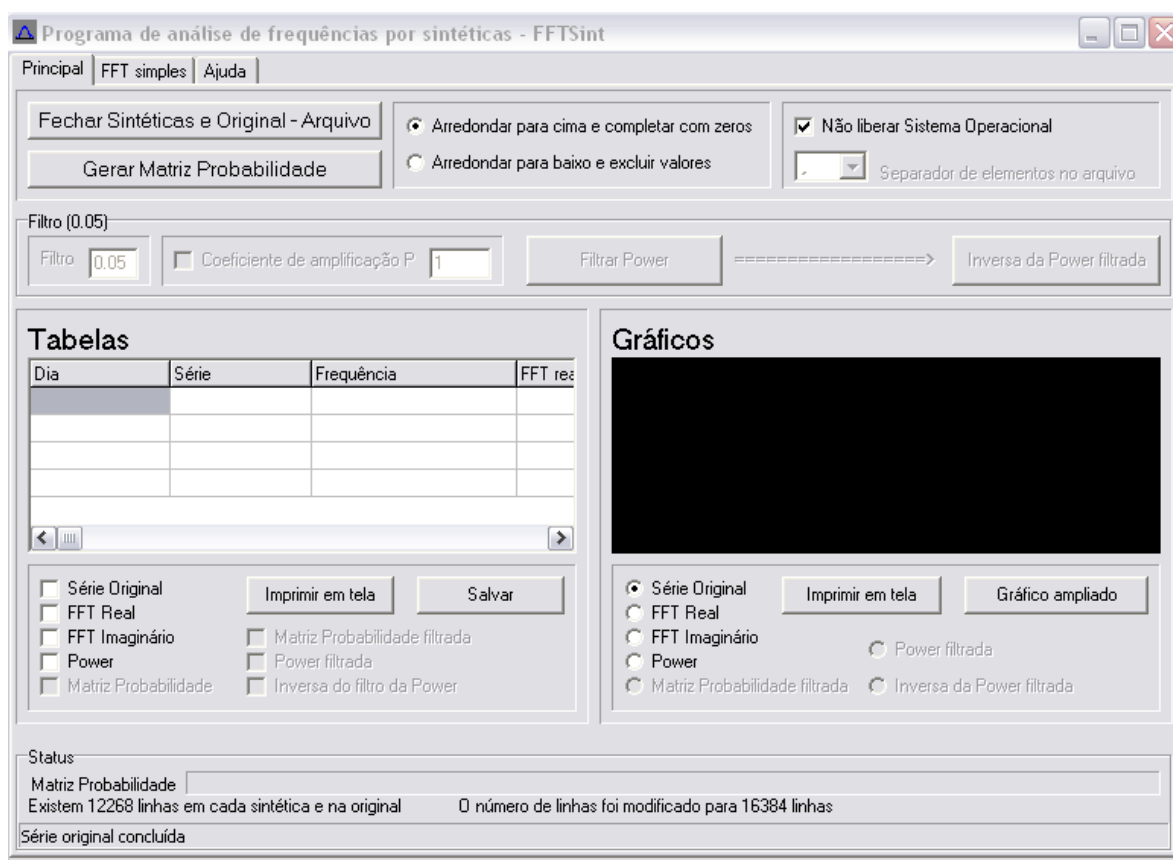


Figura 28. Janela de abertura do FFTSint.

Leitura das Séries Sintéticas e Original

Após a abertura do arquivo com a série original e as séries sintéticas, o FFTSint lê e informa o número de séries sintéticas e o número de elementos de cada série no quadro de Status. Na série original, caso existam dias que não houve registro, convencionou-se que a representação deve ser um * (asterisco). Na leitura dessa série é procedida uma interpolação linear para preencher os dados faltantes. A partir da série contínua, o programa calcula a FFT Real, Imaginária e a função de potência (Figura 29). O

programa desenvolvido permite imprimir na tela do computador, salvar em arquivo, a cada etapa, diferentes gráficos e tabelas, para análise dos resultados.

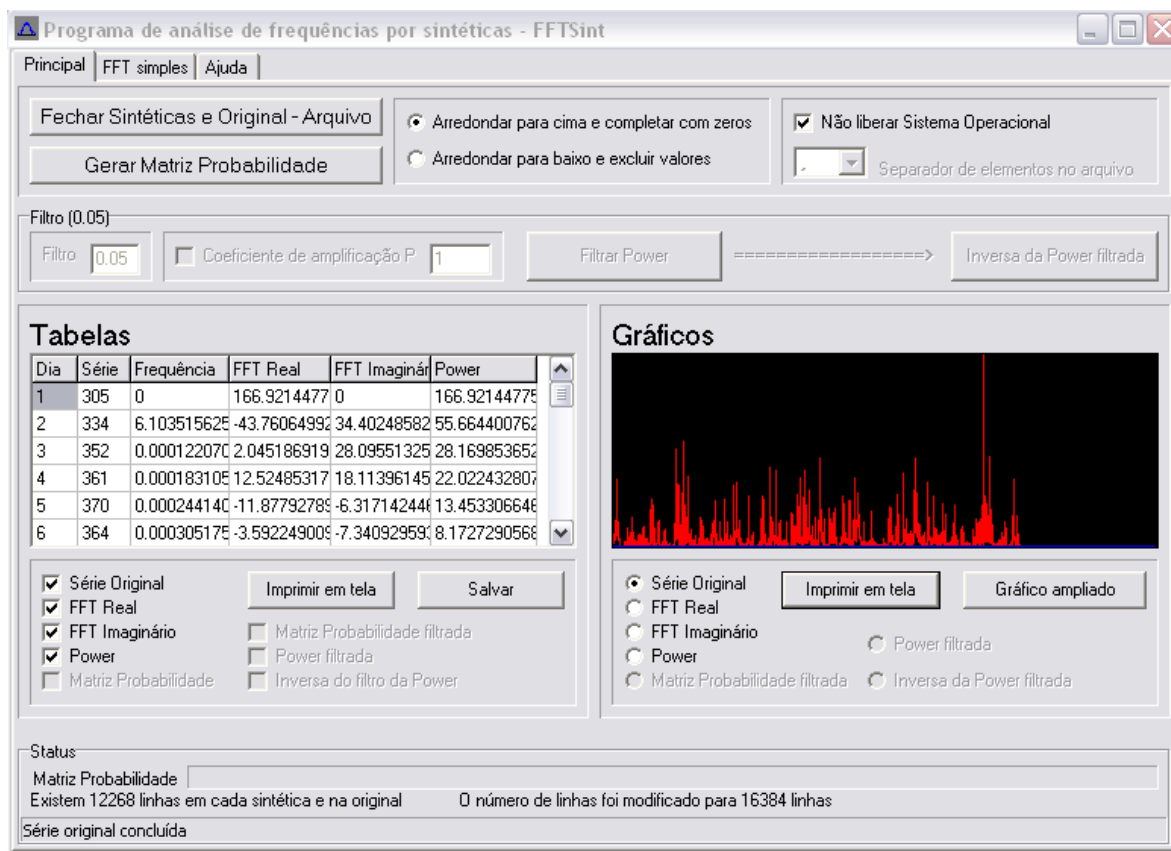


Figura 29. Layout da interface gráfica do FFTSint após a leitura dos dados de entrada.

Geração da Matriz Probabilidade

A Matriz Probabilidade representa a associação de cada frequência da série original às probabilidades das potências das séries sintéticas nessa frequência serem maiores que a potência da série original. Assim, é contado o número de vezes que uma potência da série sintética ultrapassa a potência da série original. Esse total é dividido pelo número total de séries, resultando na probabilidade que será gravada na Matriz Probabilidade (Figura 30).

O procedimento carrega uma série sintética por vez na memória, processa o que é referente a cada uma e armazena o resultado. Para cada série sintética é gerada a potência, depois, comparam-se os valores de potência da série sintética com a da série original em todas as frequências. Cada frequência tem um contador do número de vezes que uma potência da série sintética foi maior ou igual que a respectiva potência da série

original. À medida que as sintéticas são processadas, os contadores são incrementados. O valor final do contador é dividido pelo número total de séries (original mais sintéticas), resultando na probabilidade.

Após esta etapa, também é possível imprimir em tela e salvar em arquivo os resultados desta fase. Somente depois de obtida a matriz de probabilidade é possível passar para a etapa seguinte de filtragem da Matriz Probabilidade.

Filtragem da Matriz Probabilidade

O algoritmo de filtragem da "Matriz Probabilidade" seleciona as frequências cujas probabilidades associadas são menores ou iguais a fração digitada no campo indicado para o filtro (o grau de significância α). Desse modo, uma fração menor implica em um menor número de frequências selecionadas.

Este passo pode ser repetido com diversos valores de α , podendo os resultados serem visualizados em tela e gravados arquivos para análises posteriores. Somente após o filtragem da Matriz Probabilidade habilita-se o algoritmo para aplicar a FFT inversa sobre os componentes reais e imaginários correspondentes às frequências remanescentes após o processo de filtragem (Figuras 30 e 31).

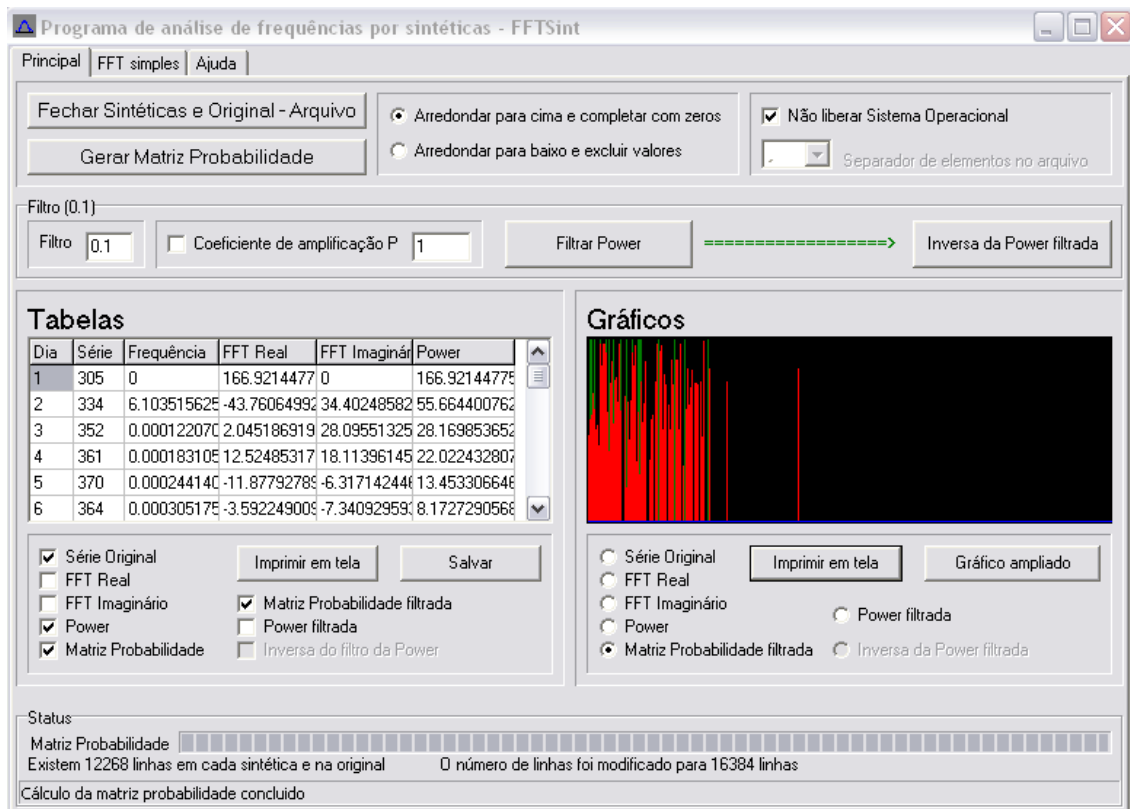


Figura 30. Layout da interface gráfica do FFTSint após processamento da filtragem da Matriz Probabilidade. O gráfico à direita mostra segmentos verticais vermelhos proporcionais à probabilidade. Quando a probabilidade resulta em valor menor que 5% da dimensão vertical da janela gráfica, esta é representada por um segmento de reta verde.

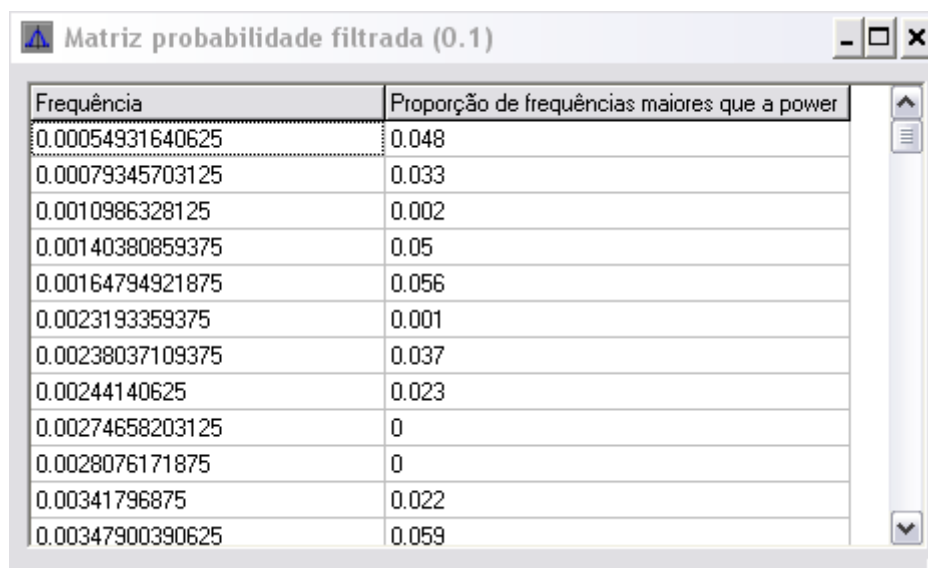


Figura 31. Janela apresentando a Matriz Probabilidade após filtragem da série para alfa 0,1.

Transformação Inversa das Frequências Filtradas

A uma Matriz Probabilidade filtrada estão associados valores dos componentes reais e imaginários. A FFT inversa dessa série filtrada no domínio da frequência produz uma série que elimina os componentes aleatórios, considerada uma significância de referência (“ α ”) (Figura 32).

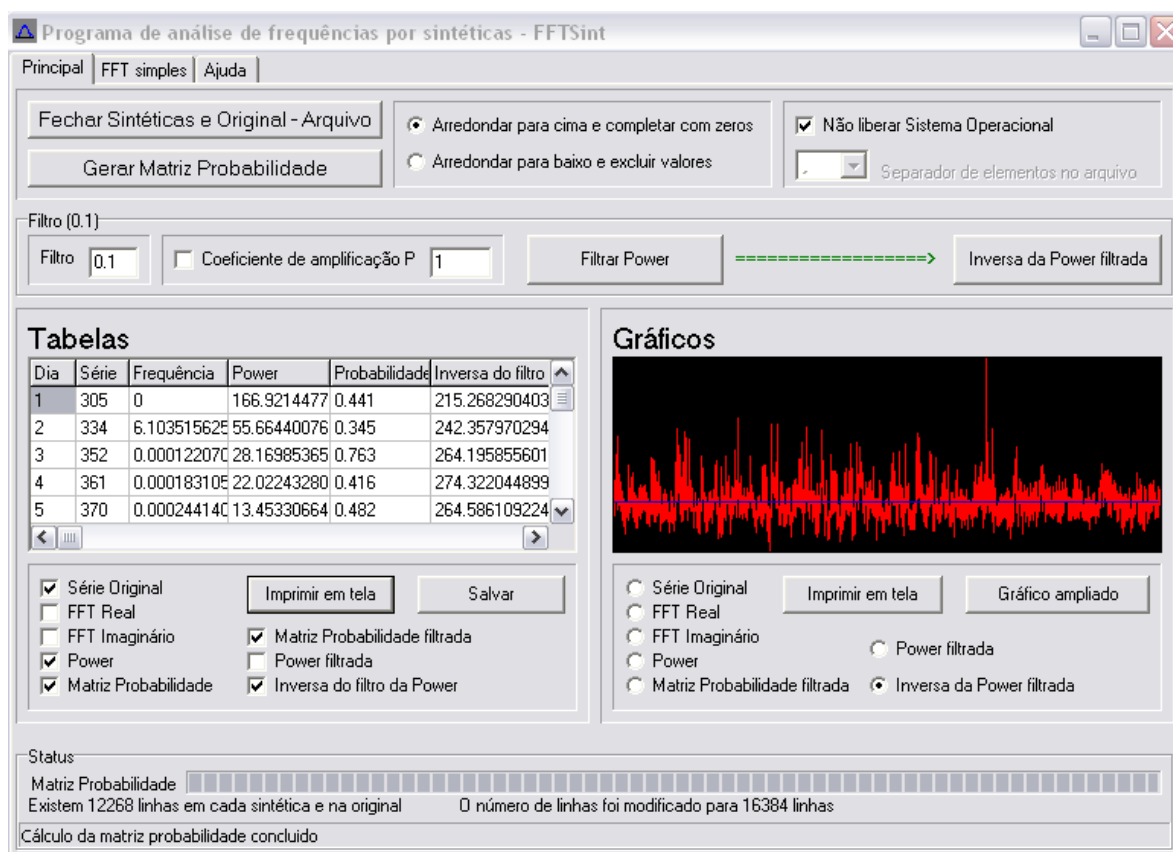


Figura 32. Layout da interface gráfica do FFTSint após processamento da FFT inversa da Matriz Probabilidade filtrada.

Amplificação do Sinal da Série Filtrada

Uma opção de teste, utilizada neste estudo, permite que se inclua uma filtragem com ampliação da magnitude das frequências significativas. A idéia está construída sobre a percepção intuitiva de que sistemas biológicos são capazes de amplificar a magnitude de certos sons, mesmo na presença de ruído, quando se concentram para ouvi-lo. O procedimento inclui uma redistribuição proporcional da variação total, ou de uma

proporção da mesma (P , valor entre 0 e 1), expressa no espectro de potência da série original entre as frequências significativas a um dado α . O equacionamento desta distribuição é desenvolvido através de uma regra de três simples (eq. 5).

$$\|H_n\|_{amplificada} = \frac{\|H_n\|_{filtrada} P \left(\sum_{k=0}^{N-1} \|H_n\|_{original} \right)}{\sum_{k=0}^{N-1} \|H_n\|_{filtrada}} \quad (5)$$

Este procedimento altera os valores dos componentes reais e imaginários de cada frequência. Para calcular os valores dos componentes reais e imaginários, utiliza-se um sistema de equações, envolvendo as equações (3) e (4), considerando-se que a fase permanece constante. De fato, tem-se duas equações e duas incógnitas. O efeito da amplificação da magnitude, através deste procedimento, que conserva o período e a fase, pode ser visualizado na Figura 33.

Resultados e Discussão

Para implementar o teste desta abordagem, foi utilizada uma série de vazões diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul, situada no município de Rosário do Sul, Rio Grande do Sul, Brasil (Tabela 1). A série consta de 12.268 valores de vazões diárias expressas em m^3/s , relativos ao período que se encontra entre 01/06/1967 e 31/12/2000.

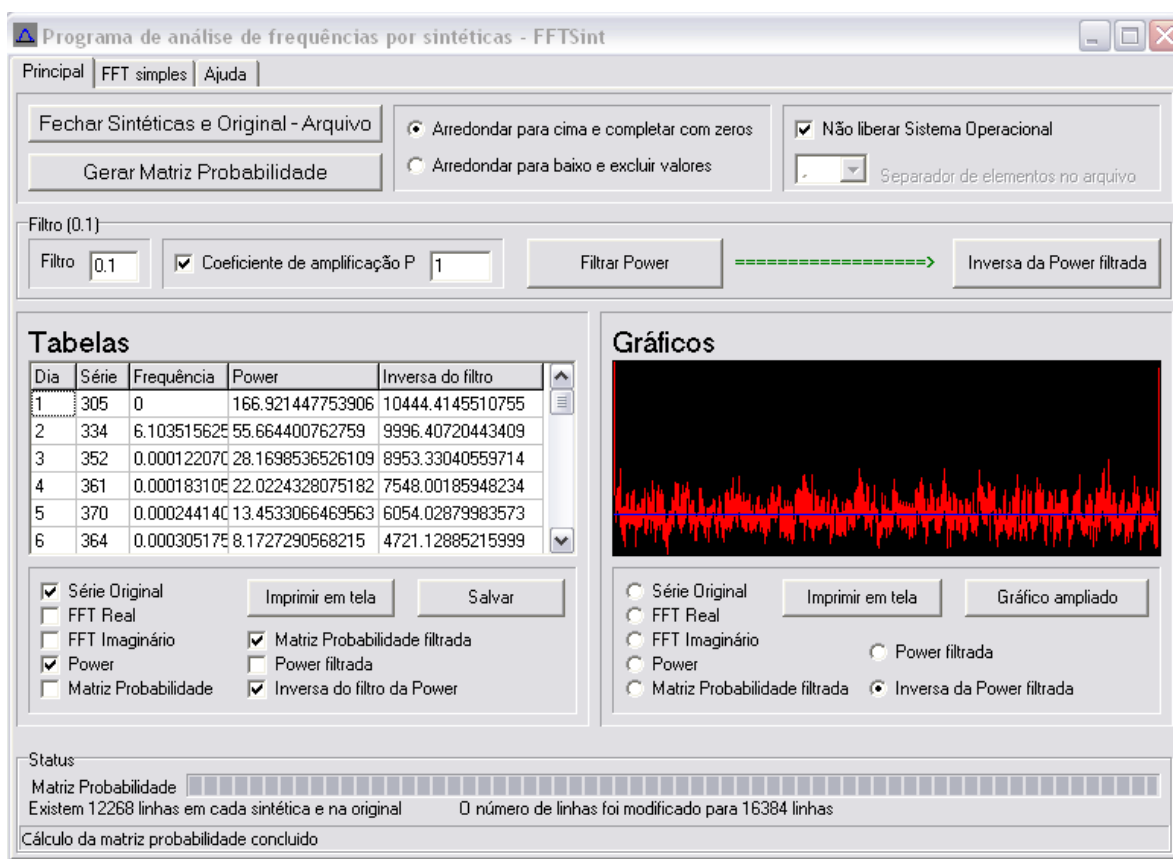


Figura 33. Série temporal com as frequências significativas amplificadas.

Tabela 1. Dados gerais fisiográficos e hidrográficos da estação fluviométrica Rosário do Sul.

Estação fluviométrica		Rosário do Sul
Amplitude média de pulso (dias)*		59,94
Período médio (dias)**		41,17
Coordenadas da SHR (Fuso 21, datum SAD69)	UTM X ("Easting")	700546
	UTM Y ("Northing")	6652596
Coeficientes de recessão	Escoamento Superficial	0,17138
	Escoamento Subterrâneo	0,06647
Curso de água	nome	rio Santa Maria
Área de drenagem	km ²	12101,97

* média da amplitude de pulso, ou seja, entre dois períodos de cheia (um pulso envolve uma fase de cheia e uma de isolamento em relação ao rio; Neiff & Neiff, 2003) considerando-se nível de desborde igual ao nível médio de longo prazo.

** calculado com base no espectro de potência (FFT).

Com base nos dados apresentados na Tabela 1, foram geradas, utilizando-se o modelo SOSN (Mine, 1990), 999 séries sintéticas, de tal forma que o processo estocástico

tivesse 1000 ocorrências. Estas 1000 séries foram processadas no FFTSint de forma a ser obtida uma série filtrada (eq. 2) para um dos seguintes valores de α : 0,5; 0,4; 0,3; 0,2; 0,1; 0,05; e 0,01. O objetivo foi verificar qual a influência deste parâmetro na filtragem da série (análise de sensibilidade). A Figura 34 apresenta a série original juntamente com as séries filtradas.

Observa-se que existe um padrão referente à amplitude dos pulsos. Existe um decaimento da amplitude à medida que aumenta a significância do processo de filtragem. Por outro lado, existe uma suavização do hidrograma filtrado com significância elevada ($\alpha = 0,01$). Este resultado demonstra que os componentes periódicos significativos atuam mais sobre os pulsos de baixa amplitude do que sobre os de alta amplitude. Assim, o componente aleatório estaria mais associado a pulsos de alta amplitude. Do ponto de vista da estabilidade de sistemas, os componentes periódicos, que permitem a incorporação da informação do regime de perturbações do sistema, estariam mais associados às perturbações de baixa amplitude, enquanto que os componentes aleatórios, mais associados às perturbações de alta amplitude, resultariam em deslocamentos do sistema de sua região de estabilidade (no sentido de Margalef, 1977), implicando em uma dinâmica sucessional onde o caráter oportunista seria mais importante do que as adaptações resultantes dos fenômenos recorrentes de forma previsível.

As tendências identificadas nas médias e desvios padrões apresentam um limite situado em $\alpha = 0,5$ (Figura 35), que demarca uma brusca mudança de comportamento. Aqui, as médias e desvios foram calculados sobre as séries filtradas dos elementos negativos (vazões negativas são artefatos criados pela FFT inversa, ou seja, somente as componentes nulas e positivas das séries resultantes da FFT inversa possuem significado físico). No intervalo de α situado entre 1,0 e 0,5, ou seja, com predominância da aleatoriedade, a média mantém-se estável de forma significativa (valor de $F = 0,319$ para o coeficiente de regressão, $r^2 = 0,24$, indicando que o coeficiente de regressão não é significativamente diferente de zero), enquanto o desvio padrão cai suavemente de forma significativa ($F = 0,005$, $r^2 = 0,89$). Para α entre 0,5 e 0,01, o padrão altera-se, com decaimento forte da média e desvio padrão (significativos, respectivamente, com $F = 0,0033$ e $0,0011$ e $r^2 = 0,91$ e $0,95$). A taxa de decaimento das médias, expresso no coeficiente de regressão (134.52), foi 3,1 vezes menor que o

decaimento apresentado pela regressão do desvio padrão sobre α (coeficiente de regressão = 418.42; $F = 0.001085$; $r^2 = 0,95$).

O decaimento da variabilidade pode ser representado em termos da variação dos quadrados dos desvios (quadrado da diferença entre o valor da vazão na série original e o equivalente da série filtrada) com a diminuição de α (Figura 36).

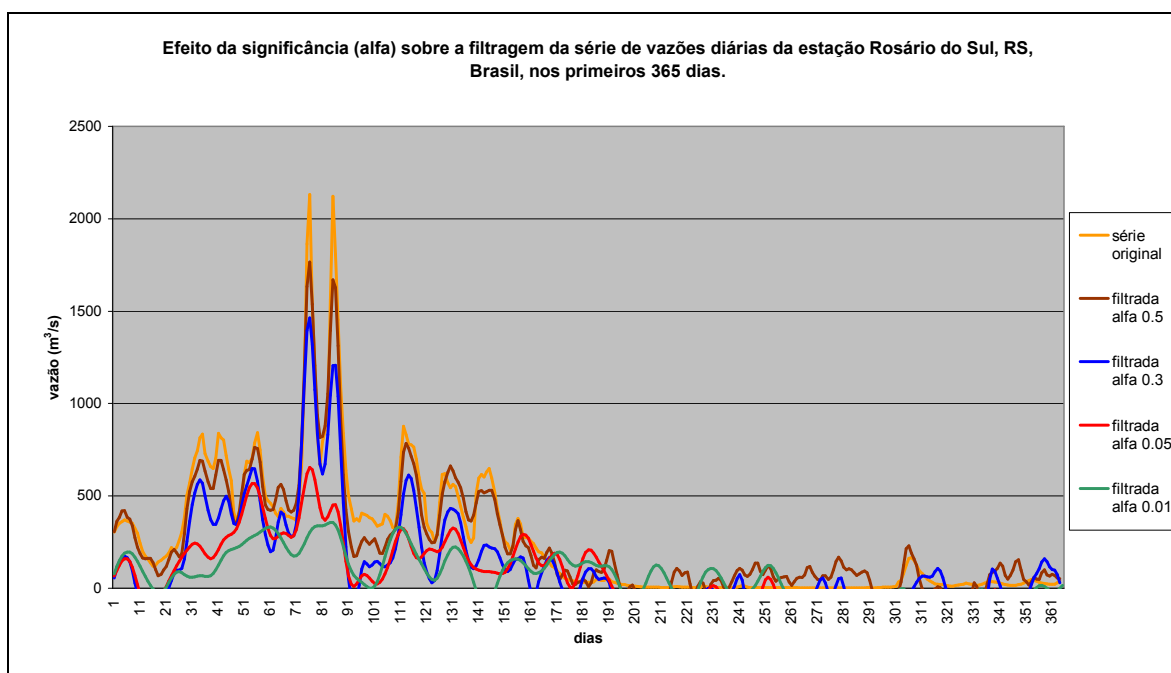


Figura 34. Séries temporais original e filtradas da estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil, primeiros 365 dias.

Observa-se que a relação é altamente significativa ($F = 0,0000028$), demonstrando a previsibilidade da relação entre os componentes periódicos e o aleatório com a mudança na significância. O desvio quadrado representa o quadrado da diferença entre o componente periódico significativo para um dado α e a série original (que representa a soma dos componentes periódicos e aleatório). Deste modo o desvio indica o quadrado do componente aleatório. Observa-se que a relação entre os desvios quadrados e α é direta, o que diz que a filtragem com alta significância aumenta a soma dos erros totais em comparação com a filtragem de baixa significância. Este resultado é consistente com o esperado, uma vez que quanto mais significativo o filtro (menor o α), menor a amplitude da série filtrada e, portanto, maior o resíduo. Isto significa que o processo de filtragem é análogo a um processo de laminação de ondas. Logo, o resultado demonstra uma relação previsivelmente inversa entre significância do filtro e proporção do ruído

na composição da série temporal de vazões. Se o filtro for muito exigente, maior será a quantidade de variação não explicada pela periodicidade, o que implica na suposição da existência de uma significância que otimize o balanço entre componentes aleatórios e periódicos, manifestados na biota como um balanço entre sucessão e adaptação. Seria possível sintonizar este ajuste utilizando-se tipos funcionais de plantas como variáveis indicadoras de mecanismos adaptativos.

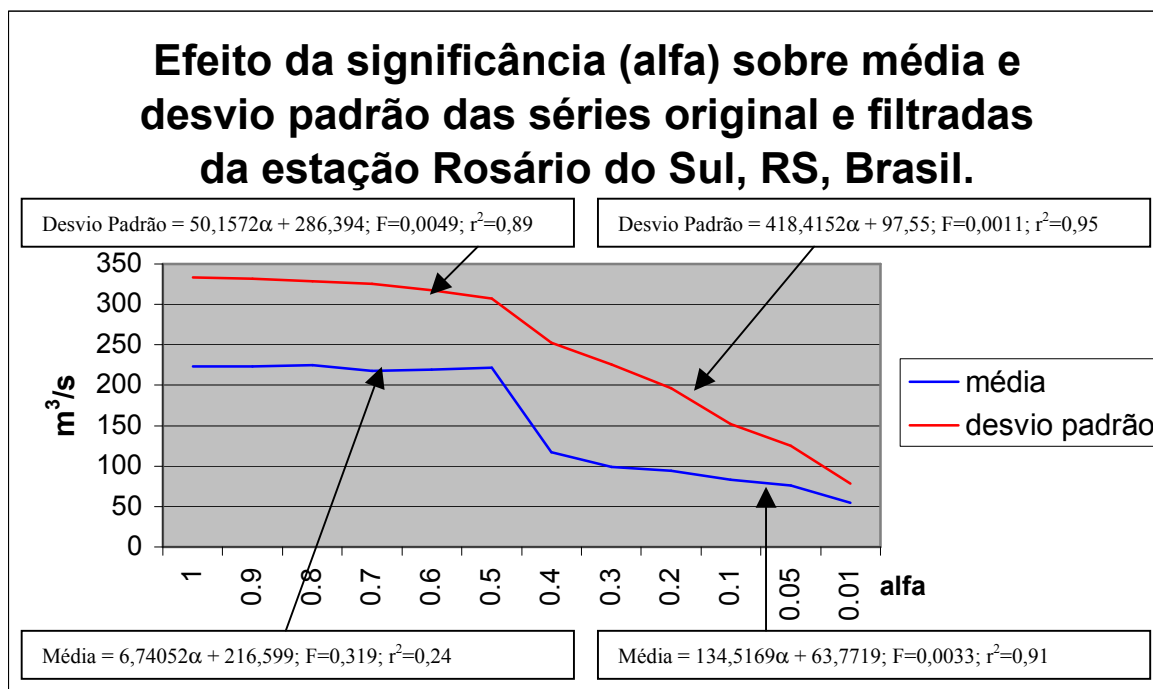


Figura 35. Média e desvio padrão das séries temporais de vazões diárias original e filtradas da estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.

A análise de sensibilidade do processo de amplificação de sinais das frequências significativas foi efetuada através da variação, para um mesmo α , do valor da proporção (P) entre o somatório das funções de potência da série original e o somatório equivalente das potências das frequências significativas (série filtrada). Foram testados os seguintes valores de P: 1,0; 0,9; 0,8; 0,7; 0,6; 0,5; 0,4; 0,3; 0,2; 0,1; 0,05 e 0,01. A Figura 37 apresenta o efeito da variação de P sobre as séries filtradas; considerado $\alpha = 0,05$.

O mesmo gráfico é apresentado na Figura 38 para uma significância de filtragem de 0,01. Observa-se que, para valores de P iguais, o α mais baixo resulta em um valor mais alto para as vazões da série filtrada. Isto pode ser pensado da seguinte maneira. Com a

diminuição de α , aumenta o número de frequências que são eliminadas no processo de filtragem. Deste modo, maior é a variância total que deve ser redistribuída para um menor número de frequências significativas, resultando em uma maior amplitude, dado que a frequência e a fase não foram modificadas no processo de filtragem. Ou seja, o resultado é consistente com o esperado. O comportamento da média e do desvio padrão mostrou-se igual para as duas significâncias testadas. Como pode ser visto na Figura 39, a média para $\alpha = 0,05$ manteve-se quase constante com a variação de P, enquanto que o desvio padrão aumentou de forma linear com P. Na Figura 40, observa-se o mesmo padrão para $\alpha = 0,01$. Outra característica importante é a conservação do período durante o processo de amplificação do sinal, que foi manifestada de forma independente da significância do filtro utilizado.

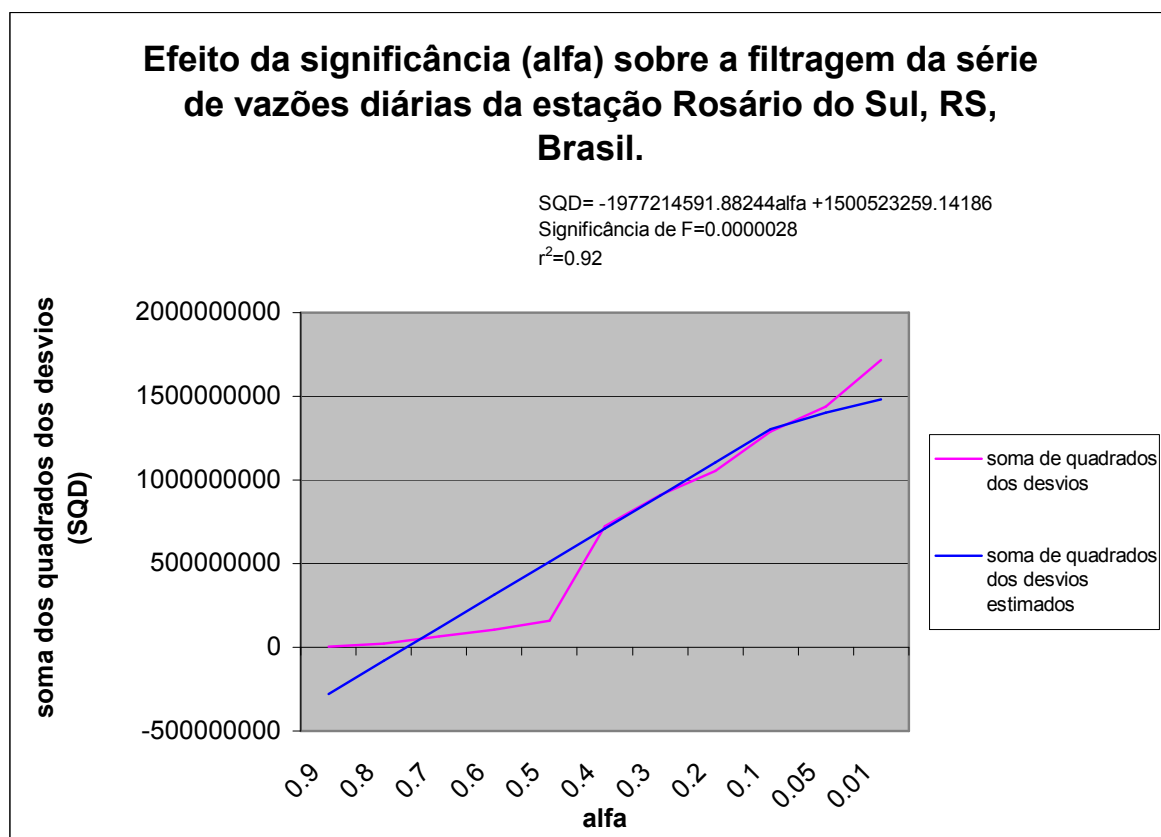


Figura 36. Regressão da soma de quadrados dos desvios entre a série original e filtradas da estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.

Esta homogeneidade de comportamento da amplificação do sinal com filtros de significância diferentes facilita o processo de teste da capacidade de “percepção”

amplificada por parte dos organismos de um ecossistema ribeirinho, pois se pode variar tanto α como P sem modificação de comportamento das médias e desvios.

A Figura 41 apresenta a decomposição da série de vazões nos seus componentes periódicos e aleatórios. Observa-se que as vazões negativas, onde as vazões da série original são próximas de zero, são compensadas por resíduos positivos simétricos. Nos trechos do hidrograma onde a série filtrada é negativa, toda a vazão da série original é explicada por flutuações aleatórias.

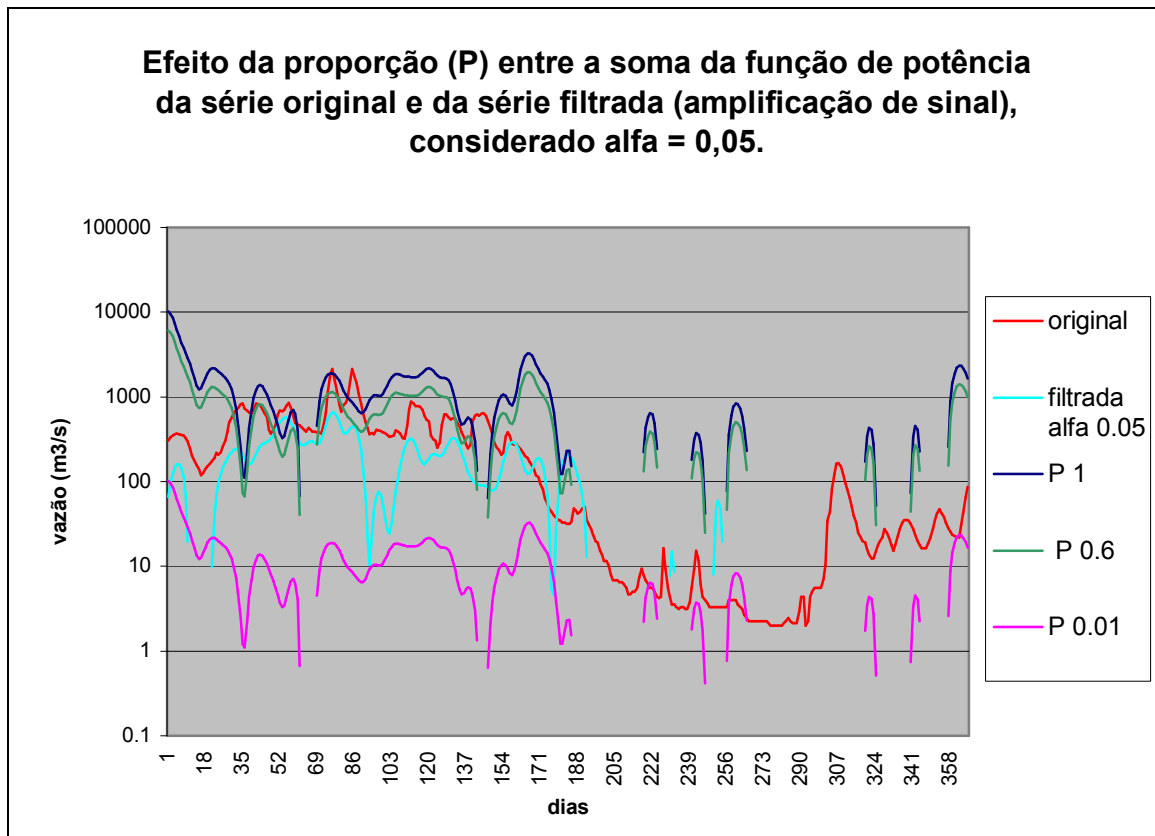


Figura 37. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal), considerado $\alpha = 0,05$.

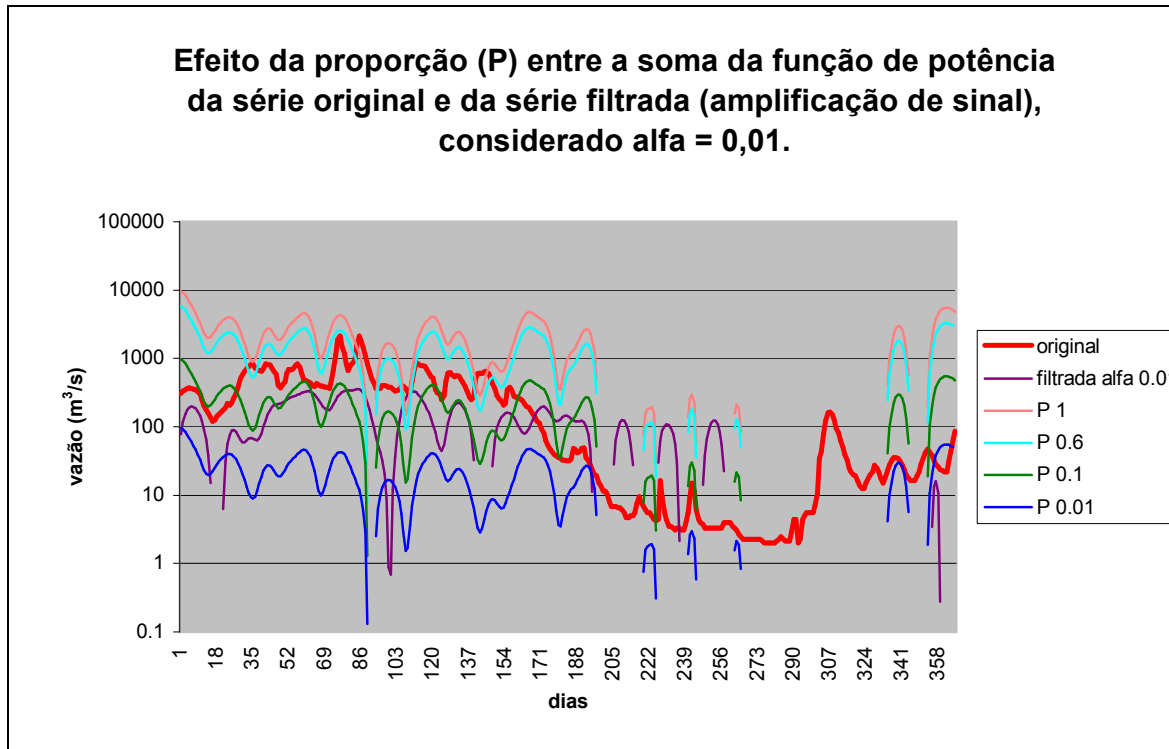


Figura 38. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal), considerado $\alpha = 0,01$.

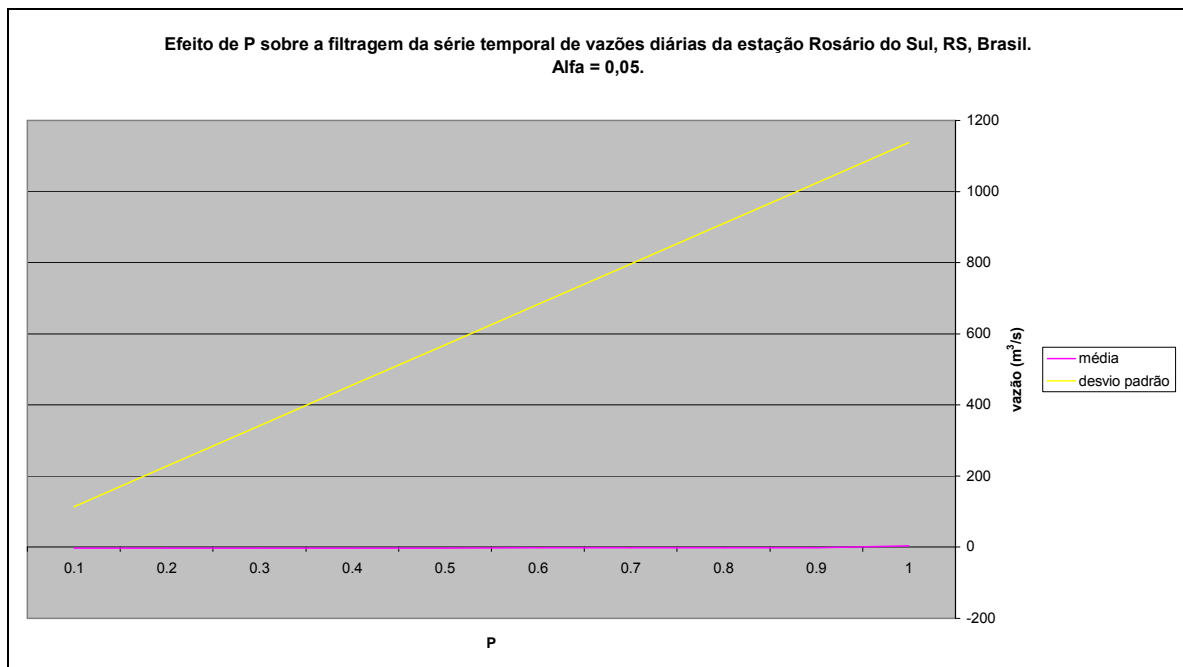


Figura 39. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal) sobre a média e o desvio padrão, considerado $\alpha = 0,05$.

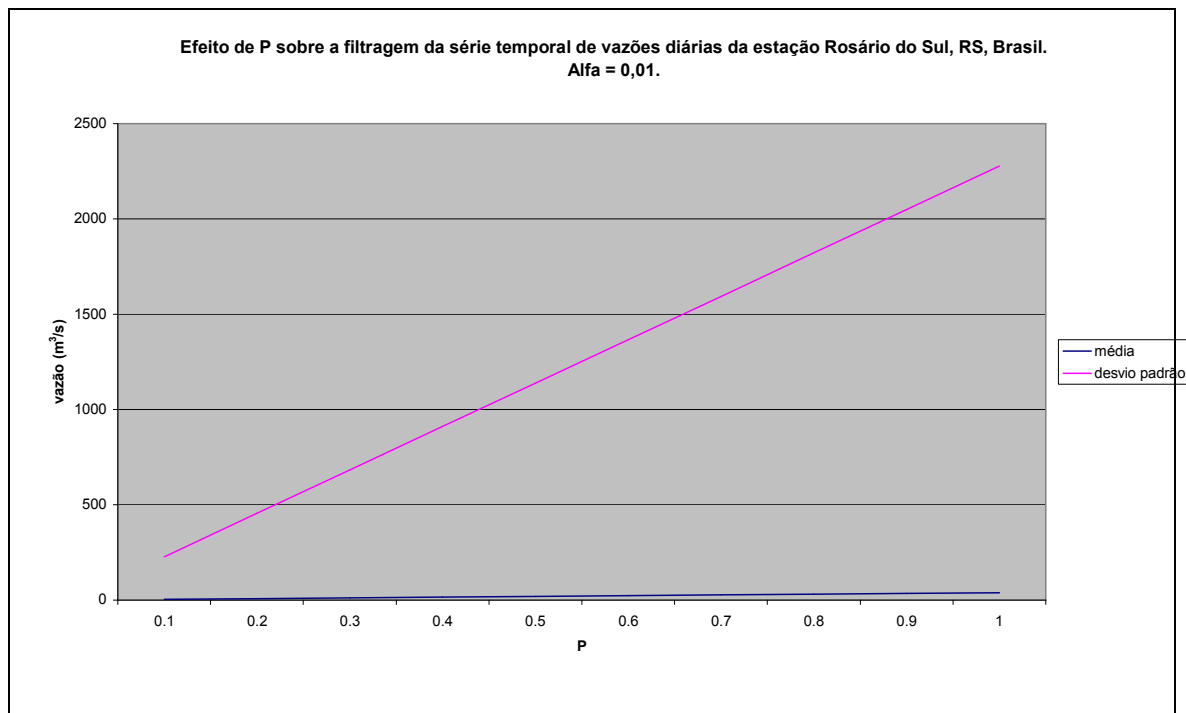


Figura 40. Efeito da proporção entre a soma da função de potência da série original e da série filtrada (amplificação de sinal) sobre a média e o desvio padrão, considerado $\alpha = 0,01$.

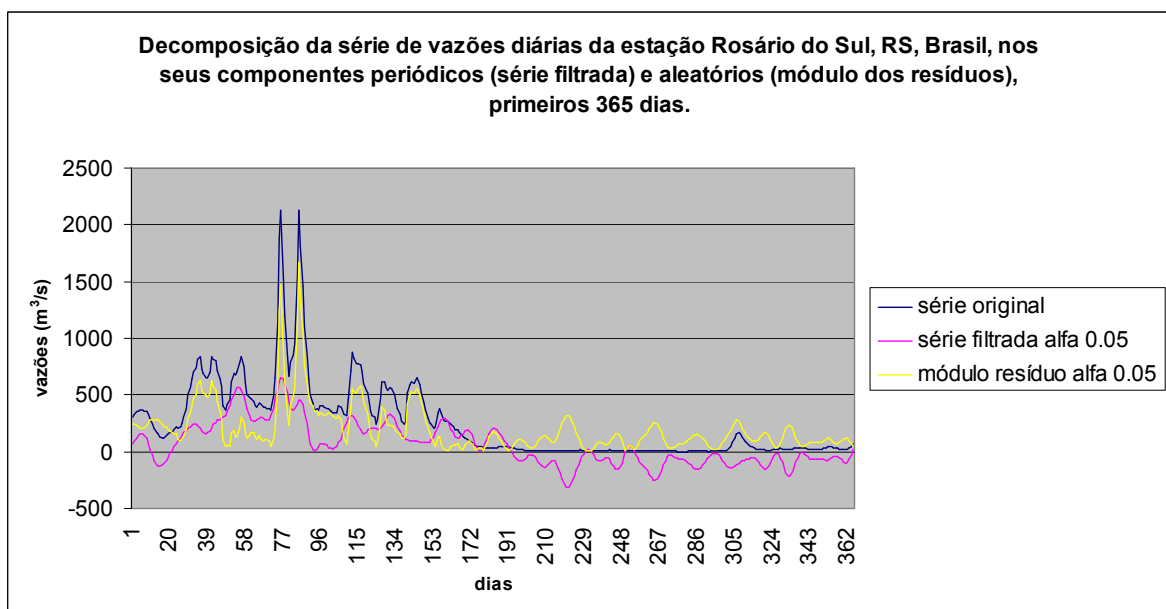


Figura 41. Decomposição da série de vazões diárias da estação Rosário do Sul, RS, Brasil, nos seus componentes periódicos (série filtrada) e aleatórios (módulo dos resíduos), primeiros 365 dias, considerado $\alpha = 0,05$.

Conclusões

O FFTSint é um instrumento que permite que se façam ensaios para particionar a série temporal de vazões diárias em duas séries para um dado nível de significância: a série filtrada, que representa os componentes periódicos significativos e a série dos resíduos, que representa os componentes aleatórios. Esta analogia pode ser aplicada aos paradigmas da teoria dos sistemas ecológicos e ser estendida para a análise de resposta dos sistemas ripários ou ribeirinhos. Como uma e outra série estão associadas a mecanismos diferentes do sistema (a série periódica permitiria a incorporação de informações na estrutura do sistema, permitindo um alto grau de resistência⁸ do sistema, enquanto que a série aleatória estaria associada a mecanismos de resiliência do sistema, ou a sua capacidade de retornar a um estado meta-estável após uma perturbação forte), espera-se que este instrumento permita uma série de testes sobre a relação que existe entre periodicidade, resistência e resiliência de ecossistemas.

As opções de teste, incluindo a possibilidade de uso de vários níveis de significância, permitem que o usuário teste a relação entre os componentes periódicos e aleatórios dos pulsos e sua relação com propriedades do sistema. Desta forma pode-se identificar, para cada sistema concreto, qual o nível de significância que permite que um sistema responda com mecanismos adaptativos para os componentes periódicos e com mecanismos sucessionais para os componentes aleatórios.

Também permite que se teste a existência de respostas amplificadas do sistema. O programa permite analisar a amplificação para várias proporções da variância total da série original. Isto porque um sistema pode apresentar graus variados de “percepção”, de modo que sua resposta pode ser amplificada por um fator que é a priori desconhecido. Ao permitir, também, a variação desta proporção, a abordagem permite que sejam efetuadas análises que identifiquem o grau de amplificação do sinal que está manifestado na estrutura do sistema.

Entre as aplicações possíveis da abordagem de filtragem proposta está a análise de gradientes em planícies de inundação, estudos referentes à vazão remanescente ou

⁸ A resistência está ligada à manutenção da estabilidade sem mudanças na estrutura do sistema.

ecológica, planejamento de programas de monitoramento (definição do mínimo período amostral), definição de restrições às regras operativas de reservatórios, entre outros.

A caracterização dos pulsos hidrológicos, decompostos nos seus componentes periódicos e aleatórios, pode ser efetuada, após o tratamento proposto, em softwares como IHA (Richter et al., 1996) e Pulso (Neiff & Neiff, 2003).

Citações Bibliográficas

- BEGON, M.; HARPER, J.L. & TOWNSEND, C.R. 1996. *Ecology: Individuals, Populations and Communities*. 3 ed., Oxford: Blackwell Science. 1068 p.
- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M. 2004. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, no. 5, p 413-427.
- BOURKE, P. 1993. DFT (Discrete Fourier Transform), FFT (Fast Fourier Transform). (disponível em <http://astronomy.swin.edu.au/~pbourke/analysis/dft/DiscreteFourierTransform.htm>, acesso em 14/04/2005).
- BRETSCHKO, G. 1995. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. *Hydrobiologia*, vol. 303, p. 83-91.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L. & SILVEIRA, G.L. 1998. Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal. In: *Anais. I Fórum de Geo-Bio-Hidrologia, Estudos em Vertentes e Micro-Bacias Hidrográficas*. Curitiba, UFPR, v.1, p. 184-189.
- FISHER, R.A. 1929. Tests of Significance in Harmonic Analysis. *Proceedings of the Royal Society, A*, vol. 125, p 54-59. (disponível em <http://www.library.adelaide.edu.au/digitised/fisher/75.pdf>, acesso em 06/04/2005).
- FUTUYAMA, D.J. 1992. *Biologia Evolutiva*. 2 ed., Ribeirão Preto: Sociedade Brasileira de Genética. 631 p.
- GHIL, M.; ALLEN, M.R.; DETTINGER, M.D.; IDE, K.; KONDRASHOV, D.; MANN, M.E.; ROBERTSON, A.W.; SAUNDERS, A.; TIAN, Y; VARADI, F. & YIOU, P. 2002. Advanced Spectral Methods for Climatic Time Series. *Reviews of Geophysics*, vol. 40, no.1, p 1.1-1.41.
- GUTIERREZ, E. & ALMIRALL, H. 1989. Temporal Properties of some Biological Systems and their Fractal Attractors. *Bulletin of mathematical Biology*, v.51, n.6., p. 785-800.
- HAMMER, Ø; HARPER, D.A.T. & RYAN, P.D. 2003. *PAST - PAleontological STatistics*, ver. 1.11. (disponível em <http://folk.uio.no/ohammer/past>, acesso em 06/04/2005).
- IRGANG, B.E. 1999. *Comunidades de Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um Sistema de Classificação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 149 p. (Tese. Doutorado em Botânica).

- KELMAN, J. 1980. A Stochastic Model for Daily Streamflow. *Journal of Hydrology*, vol. 47, p 235-249.
- KELMAN, J. 1987. Modelos Estocásticos no Gerenciamento dos Recursos Hídricos. In: BARTH, F.T.; POMPEU, C.T.; FILL, H.D.; TUCCI, C.E.M.; KELMAN, J. E BRAGA JR., B.P.F. *Modelos para Gerenciamento de Recursos Hídricos*. São Paulo: Nobel/ABRH, p 325-424.
- KELMAN, J.; DAMÁZIO, J.M. & COSTA, J.F. 1983. Geração de Séries Sintéticas de Vazões Diárias: Modelo Diana. *Revista Brasileira de Engenharia*, vol 1, num. 2, p 5-22.
- KREBS, C.J. 2001. *Ecology: The Experimental Analysis of Distribution and Abundance*. 5 ed., San Francisco: Benjamin Cummings. 695 p.
- KRÓLAK, A. 1998. Searching Data for Periodic Signals. *General Relativity and Quantum Cosmology*, e-print (disponível em <http://arxiv.org/pdf/gr-qc/9803055>, acesso em 01/07/2004).
- LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2 ed., Amsterdam: Elsevier. 853 p.
- MANLY, B.F.J. 1991. *Randomization and Monte Carlo Methods in Biology*. London: Chapman and Hall. 281 p.
- MARGALEF, R. 1977. *Ecología*. 2.ed. Barcelona: Ed. Omega. 951 p.
- MARGALEF, R. 2002. *Teoría de los Sistemas Ecológicos*. 2 ed., Barcelona: Ed. Alfaomega/Universitat de Barcelona. 290 p.
- MATURANA, H.R. & VARELA, F.J. 2001. *A Árvore do Conhecimento: As Bases Biológicas da Compreensão Humana*. São Paulo: Ed. Palas Athena. 288 p.
- MEKO, D. 2005. GEOS 585A, Applied Time Series Analysis. (disponível em http://www.ltrr.arizona.edu/~dmeko/notes_6.pdf, acesso em 02/04/2005).
- MINE, M.R.M. 1990. Geração de Vazões Médias Diárias pelo SOSN. *Revista Brasileira de Engenharia*, vol. 8, num. 1, p 51-64.
- MOTTA-MARQUES, D.M.L.; IRGANG, B.E. & GIOVANNINI, S.G.T. 1997. A Importância do Hidroperíodo no Gerenciamento de Água em Terras Úmidas (*wetlands*) Com Uso Múltiplo – o Caso da Estação Ecológica do Taim. In: *Anais. XII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Vitória, ES: Associação Brasileira de Recursos Hídricos. p. 1-8.
- NEIFF, J. J., POI DE NEIFF, A. S. G., PATIÑO, C. A. E. & BASTERRA DE CHIOZZI, I. 2005. Prediction of Colonization by Macrophytes in the Yaciretá Reservoir of the Paraná River (Argentina and Paraguay). *Rev. Brasil. Biol.*, vol. 60, num.4, p 1-4.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la Interpretación Ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, p. 424-441.
- NEIFF, J.J. 1996. Large Rivers of South America. Toward the New Approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, vol. 26, p167-180.
- NEIFF, J.J. & NEIFF, M. 2003. *Pulso. Software para Analizar Fenómenos Recurrentes*. (disponível em <http://www.neiff.com>, acesso em 11/09/2003).
- ODUM, E.P. 1988. *Fundamentos de Ecologia*. 4.ed. Lisboa: Fund. Calouste Gulbekian. 927 p.
- OLIVEIRA, M.L.A.A. 1998. *Análise de Padrões Espaciais do Parque Estadual Delta do Jacuí – Mapeamento e Subsídios ao Zoneamento da Unidade de Conservação*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 233 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- POFF, L.N.; ALLAN, J. D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E. & STROMBERG, J.C. 1997. The Natural Flow

- Regime: a Paradigm for River Conservation and Restoration. *BioScience*, vol. 47, no. 11, p. 769-784.
- PRESS, W.H.; TEUKOLSKY, S.A.; VETTERLING, W.T. & FLANNERY, B.P. 1992. *Numerical Recipes in C: The Art of Scientific Computing*. 2 ed., Cambridge: Cambridge University Press. 994 p.
- RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J. & BRAUN, D.P. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. *Conservation Biology*, vol. 10, num. 4, p 1163-1174.
- SALAS, J.D.; DELLEUR, J.W.; YEVJEVICH, V. & LANE, W.L. 1980. *Applied Modeling of Hydrologic Time Series*. Littleton: Water Resources Publications. 484 p.
- SIEGEL, F. J. 1980. Testing for Periodicity in a Time Series. *J. Am. Stat. Ass.*, vol. 75, p 345–348.
- SMITH, S.W. 1999. *The Scientist and Engineer's Guide to Digital Signal Processing*. 2 ed., San Diego: California Technical Publishing. 650 p.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p130-137.
- VAUGHAN, S. 2004. A Simple Test for Periodic Signals in Red Noise. *Rev. Geophys.*, vol. 40, no.1, p 3.1-3.41.
- WCD. WORLD COMMISSION ON DAMS. 2000. *Dams and Development: a New Framework for Decision-Making. The Report of The World Commission on Dams*. London: Earthscan Publications Ltd. 404 p.

III. O papel do regime de pulsos hidrológicos na definição da vazão de proteção ambiental: proposta metodológica e estudo de caso (Bacia do Rio Santa Maria, Rio Grande do Sul, Brasil).

RESUMO

Neste trabalho, discute-se a definição de vazão ecológica e sua relação com a gestão dos recursos hídricos, em especial, o seu papel na definição da vazão outorgável. No Brasil, somente pode ser outorgada a água excedente em relação às descargas necessárias para garantir o abastecimento público e às destinadas à conservação dos ecossistemas aquáticos e ribeirinhos. No entanto, as metodologias disponíveis para realidades com carência ou ausência de dados hidrológicos ou necessitam de muito tempo para apresentarem resultados, o que é incompatível com a urgência da implantação da outorga do uso da água, ou recaem sobre metodologias expeditas que não possuem amarração ecológica.

Com objetivo de desenvolver metodologia adaptada a esta realidade de carência de dados, apresenta-se uma abordagem para análise da relação entre variáveis descritoras do regime de pulsos de inundação e da vegetação, com base em formas de vida e caracteres funcionais. A hipótese sugere que as características da vegetação associadas aos caracteres funcionais estão ligadas ao grau de previsibilidade das inundações, enquanto que a distribuição das classes de vegetação está mais associada aos processos de sucessão que seguem uma forte perturbação. Os resultados demonstram que os componentes periódicos estão mais relacionados às cotas com inundações mais freqüentes e de baixa amplitude. Já os componentes aleatórios estão mais relacionados com as cotas raramente inundadas, mas com maior amplitude.

Com base nesta observação pode-se propor uma metodologia para construir uma matriz de restrições ambientais ao regime de vazões resultante da aplicação de uma regra de vazão ecológica, subsidiando o processo de instrução da outorga do uso da água.

ABSTRACT

In this work, it is argued definition of ecological outflow and its relationship with the management of the water resources, in special, its role in the definition of the available outflow to grant. In Brazil, only the exceeding water in relation to the discharges necessary to guarantee the public supplying and to the destined ones to the conservation of aquatic and riparian ecosystems can be granted. However, the available methodologies for realities with lack or absence of hydrologic data or need much time to present results, what it is incompatible with the urgency of the implantation of the grant of the use of the water, or fall again on expeditious methodologies that do not possess ecological knotting.

With objective to develop suitable methodology to this reality of lack of data, an approach for analysis of the relationship between flooding pulses regimen and vegetation variables is presented, on the basis of life forms and functional characters. The hypothesis suggests that the characteristics of the vegetation, associates to the functional characters, are linked to the degree of previsibility of floodings, while that the distribution of the vegetation classes is more associated with the succession processes that follow one strong disturbance. The results demonstrate that the periodic components are more related to the levels with more frequent floodings and low amplitude. Already the random components are more related with the rare flooded levels, but with bigger amplitude.

With base in this comment, a methodology can be considered to construct a matrix of ambient restrictions to the resultant regimen of outflows of the application of a ecological outflow rule, subsidizing the process of instruction of the water use grant.

Introdução

A importância das vazões como variáveis integradoras na ecologia de rios está consolidada em vários trabalhos, constituindo uma linha de construção teórica desde o reconhecimento da divisão longitudinal dos rios até a hipótese da dinâmica de rede (Illies, 1961, *apud* Junk & Wantzen, 2004; Fittkau, 1976, *apud* Schäfer, 1984; Vannote *et al.*, 1980; Neiff, 1990; Bretschko, 1995; Benda *et al.*, 2004).

De acordo com Cruz (2000), “a vazão de proteção ambiental, muitas vezes confundida com vazão residual ou vazão mínima de proteção ambiental, é a vazão necessária para que sejam preservadas as condições de pulso hidrológico, transporte de sedimentos e nutrientes, sincronicidade com o ciclo de vida das espécies silvestres da fauna e da flora e a taxa de perturbações necessárias à renovação e funcionamento dos ecossistemas associados ao curso de água, ou seja, a vazão necessária para manter as funções que mantêm o mosaico de biótopos que compõem o rio, nos seus leitos maiores e menores”. Gordon *et al.* (2004), mostram que, na África do Sul e na Austrália, a vazão ambiental é considerada como o sub-conjunto da vazão remanescente (aquela que permanece dentro do rio, em oposição à que é derivada para outros usos) que é requerida para manter ou recuperar os habitats para a vida ribeirinha ou aquática. Os autores, considerando as proposições de inclusão de valores estéticos, recreacionais e culturais, acrescentaram ao conceito o atendimento, concomitante, aos usos antrópicos que não comprometem os valores biofísicos dos rios. Revisões das metodologias de avaliação de vazões remanescentes são disponíveis, demonstrando o grande dinamismo na produção acadêmica e técnica sobre o tema (Tharme, 1996; Jowett, 1997; Gillilan & Brown, 1997; Postel & Richter, 2003; Tharme, 2003; Gordon *et al.*, 2004).

De modo geral, no Brasil, a legislação prevê a existência da vazão de proteção ambiental, que deve ser indisponível para outorga, juntamente com a vazão necessária para o abastecimento das populações humanas (Silveira *et al.*, 1993, 1995, 1998). No entanto, esta é entendida como uma vazão mínima, um valor invariável, estimado a partir das séries de vazões como um percentual da $Q_{7,10}$ ou da vazão mínima mensal (Silveira *et al.*, 1998; Sarmiento & Pelissari, 1999).

Do ponto de vista ecológico, este tipo de abordagem não assegura a preservação das funções ecossistêmicas do rio. Para os ecossistemas da planície de inundação, a

regularização de vazões, por exemplo, pode resultar na degradação de um rio muito mais do que uma cheia ou seca extrema. Margalef (1977), comenta que um sistema auto-organizativo tem a propriedade de regularizar uma série de entradas ao azar e convertê-las em uma saída constante, aproximadamente constante ou com flutuações aproximadamente regulares. Cruz *et al.* (1998) associam este processo de internalização de informação externa dos sistemas auto-organizativos à capacidade do ecossistema de antecipar as mudanças do ambiente, através de adaptações relacionadas aos ritmos internos, aos ciclos de vida, aos comportamentos ou à fisionomia. Esta capacidade estaria ligada a um grau de previsibilidade associada ao regime de perturbações representado pelo hidrograma. Desta forma, hidrogramas mais regulares possuiriam maior capacidade de seleção de caracteres que aumentam a adaptabilidade do organismo do que hidrogramas que são mais imprevisíveis, que tenderiam a responder mais na escala da paisagem, em termos de respostas sucessionais (dinâmica de lacunas) (Cruz *et al.*, *em preparação*).

A definição da vazão ecológica tem implicações legais e práticas para a gestão dos recursos hídricos. No Brasil, somente as vazões que restam da subtração das vazões necessárias ao atendimento das necessidades do abastecimento público e da vazão ecológica podem ser outorgadas para outros usos (Silveira *et al.*, 1998; Cruz, 2001). No entanto, a sua quantificação pelas instituições responsáveis pela instrução dos processos de outorga é limitada pela realidade mais comumente encontrada: a de escassez ou ausência de dados hidrológicos e ecológicos na maior parte dos rios brasileiros (Silveira *et al.*, 2005). Outra limitação refere-se ao tempo disponível para que os tomadores de decisões concedam ou não outorga para uma determinada demanda de uso da água.

Um problema que existe na avaliação de vazões ecológicas refere-se ao antagonismo entre o significado ecológico das metodologias empregadas e a qualidade e quantidade das informações disponíveis. Em geral, metodologias holísticas, como DRIFT e BBM (revisadas em Postel e Richter, 2003 e Gordon *et al.*, 2004) são intensivas em informações de uma grande quantidade de especialidades, sejam publicadas ou oriundas de conhecimentos acumulados de experts. Já os métodos simples, baseados na análise hidrológica, como os métodos de Tennant e RVA, possuem uma amarração ecológica muito frágil, mas são rápidos e de baixo custo. A segunda opção acaba prevalecendo nos órgãos, como consequência da pressão resultante da tramitação dos processos administrativos.

Por outro lado, as captações ou pontos de lançamento, objetos de solicitação de pedido de outorga do uso das águas, são mais densamente distribuídos nas bacias hidrográficas do que as estações de coleta de dados, o que remete a uma generalidade da limitação da disponibilidade de informações. Este problema é abordado pelos hidrólogos utilizando-se de técnicas de regionalização de vazões, com objetivo de estimar o hidrograma em locais em que não há disponibilidade de estações fluviométricas ou linimétricas (Silveira, 1997; Mendiondo, Tucci & Goldenfum, 2001; Tucci & Clark, 2001). Técnicas de decomposição dos componentes de um hidrograma, com vistas à caracterização do regime de pulsos do rio, estão se popularizando, como o IHA (Richter *et al.*, 1996) e o Pulso (Neiff & Neiff, 2003).

A seguinte questão é abordada neste estudo:

Como amarrar ecologicamente as estimativas do hidrograma para locais com carência de dados?

De acordo com Pillar & Sosinski Jr. (2003), os tipos funcionais de plantas (PFTs) são grupos similares de plantas em um dado conjunto de caracteres, similares na sua associação com certas variáveis, as quais podem representar adaptações das plantas a um conjunto de flutuações ambientais. Pillar & Orlóci (1993) discutem a relação que existe entre as pressões seletivas e os caracteres. Quando as pressões são ainda operantes, os caracteres que se desenvolveram sob esta condição são funcionais. Quando as pressões já não são as mesmas, alguns caracteres selecionados em condições pretéritas ainda persistem, porém são neutros do ponto de vista adaptativo. Caracteres desenvolvidos por deriva genética, sob regime de pressões seletivas vigentes, comportam-se como neutros. Se os caracteres são neutros, pode-se estabelecer uma hipótese de que a distribuição dos caracteres em relação às variáveis ambientais é gerada pelo acaso. Se os caracteres são funcionais, eles deverão divergir de forma significativa do padrão gerado pelo acaso. Pode-se, então, construir métodos estatísticos para selecionar um conjunto de caracteres que são provavelmente funcionais ou adaptativos. O algoritmo para esta análise está implementado no programa SYNCOSA (Pillar, 2004).

Se a vegetação representa a resposta de um processo de sucessão, a distribuição da mesma também pode ser explicada em termos do regime de pulsos das águas na planície de inundação, assumindo-se que esta é a variável chave para as áreas úmidas (Dennison & Berry, 1993; Neiff, 2003). Tanto cotas, que estão relacionadas às diferentes

probabilidades de inundação, como cobertura vegetal, podem ser representadas como mapas e analisadas através de tabulação cruzada em sistemas de informações geográficas (Mendes & Cirilo, 2001; Cruz & Pereira Filho, 2005).

Assim, a vegetação, estudada nestas duas escalas, pode permitir o estudo da relação entre regime hidrológico e as necessidades de vazões para as comunidades vegetais. A análise da distribuição das classes de cobertura vegetal e da distribuição de tipos funcionais de plantas, em relação às cotas de inundação e suas variáveis descritivas de regime hidrológico poderia fornecer a possibilidade de indicar o grau de ajuste entre o regime hidrológico e adaptação, por um lado, e entre o regime hidrológico e a sucessão, pelo outro. Esta análise poderia permitir a ancoragem ecológica de métodos hidrológicos, em condições de carência de dados. Para tal, as fontes de dados necessárias seriam a série de vazões ou cotas, a curva-chave, fotografia aérea, levantamento topográfico da seção hidrológica de referência e de tipos funcionais de plantas. Estas informações poderiam ser padronizadas e a coleta de dados de vegetação poderia ser efetuada por pessoal de nível médio, facilitando a implementação do método.

Esta abordagem permite que a pergunta seja invertida. Ao invés de se perguntar qual é o regime de vazões que deve o rio ter, perguntar-se-ia qual o significado ecológico de uma recomendação de vazões remanescentes, estabelecendo-se um conjunto de restrições que devem ser obedecidas pelos manejadores do recurso hídrico.

Duas hipóteses estão associadas com o desenvolvimento desta abordagem metodológica:

- Hipótese 1: os tipos funcionais de plantas distribuem-se na planície de inundação de acordo com a previsibilidade da ocorrência de pulsos hidrológicos.
- Hipótese 2: as flutuações não periódicas resultam em dinâmica de lacunas temporais.

A Hipótese 1 é abordada neste estudo, pois pode ser verificada com base nos dados da topografia, vegetação e séries de cotas ou vazões. A segunda hipótese não é abordada diretamente neste estudo, pois somente pode ser verificada através do monitoramento da dinâmica vegetacional, devendo ser efetuada na seqüência do estudo, dentro de um programa de manejo adaptativo (no sentido apresentado por Holling na década de 1960, *apud* Gordon *et al.*, 2004).

O objetivo deste estudo foi o desenvolvimento de uma metodologia para avaliação de prescrições de regimes de vazões ecológicas (ou ambientais) com base na identificação dos componentes de vazões (e/ou cotas) ambientais relacionados à distribuição de classes de cobertura vegetal e de tipos funcionais de plantas ao longo da planície de inundação.

Metodologia

A área de estudo e a coleta de dados

A seção hidrológica de referência utilizada como área de estudo foi localizada na margem direita do rio Santa Maria, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul (código 76310000), situada em município de mesmo nome, no Estado do Rio Grande do Sul, Brasil (coordenadas UTM, *datum* SAD69, 700546 E, 6652596 N, fuso 21 S). O rio Santa Maria, juntamente com o rio Ibicuí-Mirim, é formador do rio Ibicuí, afluente da margem esquerda do rio Uruguai, que marca a fronteira entre Brasil e Argentina. A Tabela 2 apresenta os dados fisiográficos da bacia hidrográfica na estação fluviométrica Rosário do Sul.

Tabela 2. Índices fisiográficos da seção hidrológica de referência Rosário do Sul, bacia do rio Santa Maria, RS, Brasil.

<i>RIO PRINCIPAL</i>			<i>BACIA DE CONTRIBUIÇÃO</i>					
DECLIVIDADE		COMPRIMENTO	ÁREA	PERÍMETRO	DECLIVIDADE		ALTITUDE	
MÉDIA	DESVIO PADRÃO				MÉDIA	DESVIO PADRÃO	MÁXIMA	MÍNIMA
%	%	m	Km ²	m	%	%	m	m
0,51	2,20	293134	12101,97	536399	2,40	4,38	493	99

A série de vazões diárias utilizada cobre o período de 01/06/1967 até 31/12/2000. A série foi convertida para cotas através das curvas-chave apresentadas na Tabela 3. A Figura 42 apresenta a série de cotas. As cotas são definidas para a referência de nível arbitrada pela operadora da estação fluviométrica (zero da régua linimétrica).

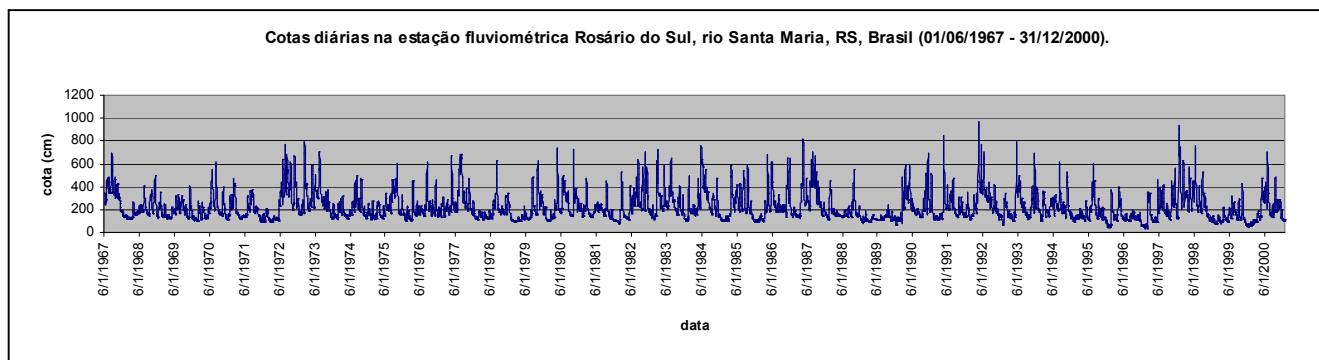


Figura 42. Série de cotas diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.

Tabela 3. Curvas-chave utilizadas para converter a série de vazões diárias da estação fluviométrica Rosário do Sul em séries de cotas diárias.

Período	Intervalo de vazões
1967-1977	vazão < 1200 m ³ /s
Equação e coeficiente de determinação (r ²) (x=vazão m ³ /s; y=cota cm)	
$y = -4E-16x^6 + 2E-12x^5 - 4E-09x^4 + 5E-06x^3 - 0,0028x^2 + 1,1927x + 111,59$ $r^2 = 0,9854$	
Período	Intervalo de vazões
1967-1977	vazão ≥ 1200 m ³ /s
Equação e coeficiente de determinação (r ²) (x=vazão, m ³ /s; y=cota, cm)	
$y = 32,249x^{0,4017}$ $r^2 = 0,9377$	
Período	Intervalo de vazões
1978-1989	todas
Equação e coeficiente de determinação (r ²) (x=vazão, m ³ /s; y=cota, cm)	
$y = -7E-10x^4 + 2E-06x^3 - 0,002x^2 + 1,0717x + 104,49$ $r^2 = 0,9906$	
Período	Intervalo de vazões
1990-2000	vazão < 800 m ³ /s
Equação e coeficiente de determinação (r ²) (x=vazão, m ³ /s; y=cota, cm)	
$y = -2E-10x^4 + 5E-07x^3 - 0,0007x^2 + 0,7636x + 89,658$ $r^2 = 0,9928$	
Período	Intervalo de vazões
1990-2000	vazão ≥ 800 m ³ /s
Equação e coeficiente de determinação (r ²) (x=vazão, m ³ /s; y=cota, cm)	
$y = 185,5\text{Ln}(x) - 781,74$ $r^2 = 0,9713$	

O levantamento topográfico da seção da margem direita do rio Santa Maria foi efetuado em fevereiro de 2004, utilizando-se uma estação total, referenciando-se o nível ao zero da régua linimétrica da estação fluviométrica. Os dados dos pontos cotados foram interpolados através de uma rede triangular irregular no módulo 3D Analyst do software Arc View 8.0 e convertidos para um modelo numérico de terreno através do módulo Spatial Analyst. A Figura 43 apresenta o modelo numérico de terreno (MNT) obtido para a seção de estudo.

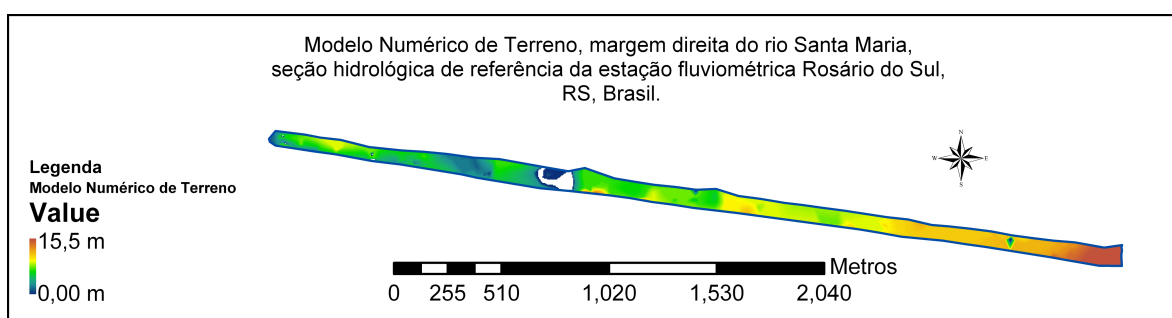
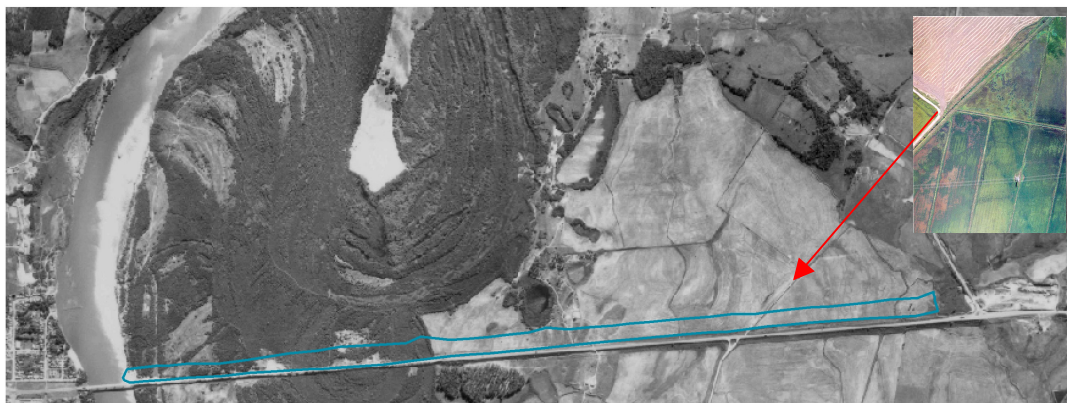


Figura 43. Modelo numérico de terreno da margem direita do rio Santa Maria, estação fluviométrica Rosário do Sul, RS, Brasil.

O mapa de cobertura foi obtido a partir da interpretação de fotografia aérea em escala de 1:60.000 (SA-1030, faixa 067, fotografia 2507, de 16/05/1996). A fotografia foi georreferenciada com base em fotografias aéreas de pequeno formato (35mm) obtidas em fevereiro de 2004, com escala aproximada de 1:5.000 no negativo, através da visualização de alvos brancos de 50x50cm fixados no solo e demarcados no levantamento topográfico.

A Figura 44 apresenta a localização da área de estudo na fotografia aérea 1:60.000, juntamente com um detalhe obtido com fotografia de pequeno formato.

Área de estudo delimitada na fotografia aérea 2507, faixa 067 (1:60.000), de 16/05/1996.



Legenda

— limite

Figura 44. Delimitação da área de estudo em fotografia aérea 1:60.000. No detalhe, fotografia aérea de pequeno formato utilizada como auxiliar no georreferenciamento e interpretação de temas.

As classes utilizadas na definição da cobertura vegetal foram efetuadas levando-se em conta aspectos claramente distinguíveis da cobertura vegetal, identificáveis por pessoal com pouco treinamento (a metodologia tem que ser acessível para a maior parte dos técnicos que atuam na área da gestão dos recursos hídricos). Foram utilizadas as seguintes categorias: vegetação arbustiva, arrozal, campo sujo, mata baixa, mata alta, vegetação parque, campo, sarandizal e duas classes de solo descoberto: areia e estrada.

Para caracterização da distribuição dos tipos funcionais de plantas, foram distribuídas 24 unidades amostrais ao longo da área de estudo, considerando-se o grau de homogeneidade do uso e cobertura, o gradiente altimétrico e a acessibilidade (evitou-se abrir qualquer tipo de trilhas no ambiente). A decisão para localização das unidades foi tomada a campo, juntamente com o desenvolvimento do levantamento topográfico. A Tabela 4 apresenta a lista e localização das 24 unidades amostrais.

Tabela 4. Localização das unidades amostrais (comunidades).

<i>UA</i>	<i>código</i>	<i>cota (cm)</i>	<i>UTM E</i>	<i>UTM N</i>
48	a	1011	704443	6652890
49	b	841	703050	6653065
50	c	631	702848	6653065
51	d	496	702759	6653126
52	e	713	702660	6653140
53	f	808	702560	6653149
54	g	793	702561	6653154
55a	h	611	702363	6653182
55b	I	612	702375	6653182
55c	j	613	702382	6653181
55d	k	602	702355	6653183
56	l	252	702169	6653209
57	m	238	702051	6653230
58	n	619	701818	6653265
59	o	267	701670	6653279
60	p	480	701551	6653290
61	q	484	701469	6653287
62	r	594	701371	6653303
63	s	763	701228	6653331
64	t	820	701071	6653362
65	u	567	700975	6653357
66	v	726	700899	6653401
67	x	311	700775	6653388
68	y	210	700746	6653395

A coordenada geográfica é do centro da unidade amostral. Foram coletadas informações de cobertura com área dos quadrados diferentes para vegetação herbácea e rasteira e para o estrato arbustivo e arbóreo. Seguiu-se a recomendação de Roberts-Pichette & Gillespie (1999), utilizando-se quadrados de 1 x 1m para vegetação herbácea, 1 x 2m para sub-arbustiva e de 5 x 5m para vegetação arbustiva e arbórea. Não se utilizou quadrado maior para vegetação arbórea de grande porte porque ela não ocorreu na seção estudada.

Em cada unidade amostral foi avaliada a cobertura de tipos de plantas, consideradas como tipos funcionais, sendo classificadas como morfotipos de formas de vida. Aqui, morfotipo é um tipo claramente diferenciável de outro com base na forma. A classificação de formas de vida adotada segue o sistema de Irgang (1999). A Tabela 5 apresenta as classes utilizadas para a classificação das formas de vida.

Tabela 5. Formas de vida de áreas úmidas utilizadas, conforme sistema de Irgang (1999).

<i>Forma de vida</i>	<i>símbolo</i>
1. Flutuantes abaixo da superfície	FS-
2. Flutuantes na superfície	FS
3. Flutuantes acima da superfície	FS+
4. Enraizadas no substrato inteiramente submersas	Esub
5. Enraizadas no substrato com folhas flutuantes	Eff
6. Enraizadas no substrato com caules flutuantes e folhas emergentes	Ecfte
7. Enraizadas no substrato com caules e folhas emergentes	Ecfe
8. Anfíbias herbáceas	Ah
9. Anfíbias sub-arbustivas	Asarb
10. Anfíbias arbustivas	Aarb
11. Anfíbias arbóreas	Aarbo

Na caderneta de campo, para cada unidade amostral, foram identificados os diversos tipos de formas de vida e avaliada a cobertura em termos percentuais. Posteriormente a percentagem de cada forma de vida foi decomposta de acordo com a cobertura de cada morfotipo. Exemplares típicos de cada morfotipo (por exemplo Ah1 = morfotipo 1 da forma de vida Anfíbias herbáceas) foram coletados e prensados para posterior análise de caracteres funcionais.

Após as amostras estarem secas, as plantas foram examinadas para os caracteres funcionais descritos na Tabela 6.

Tabela 6. Caracteres funcionais examinados nos morfotipos coletados nas unidades amostrais.

código	caracteres							
t1	FC	forma de crescimento	1	solitária	2	roseta	3	cespitosa
t2	IP	inclinação da planta	1	prostada	2	semi-ereta	3	ereta
t3	AP(cm)	altura da planta						
t4	CF(mm)	comprimento da folha						
t5	LF(mm)	largura da folha						
t6	TF	tipo da folha	1	membranosa	2	herbácea	3	coriácea 4 suculenta 5 fibrosa
t7	SU_ESP	presença de espinhos na folha	1	sim	0	não		
t8	SU_PEL	presença de pelos na folha	1	sim	0	não		
t9	SU_CER	cerosidade na folha	1	sim	0	não		
t10	SU_GLA	glândulas na folha	1	sim	0	não		
t11	SU_EST	superfície estriada	1	sim	0	não		
t12	SU_DOBR	folha dobrada	1	sim	0	não		
t13	SU_TUBO	folha em tubo	1	sim	0	não		
t14	SU_SBA	somente bainha	1	sim	0	não		
t15	LT(mm)	largura do talo						
t16	TT	tipo de talo	1	herbáceo	2	lenhoso		
t17	TT_RAST	talo rasteiro	1	sim	0	não		
t18	TT_RÍGIDO	talo rígido	1	sim	0	não		
t19	TT_FLEX	talo flexível	1	sim	0	não		
t20	TT_POFL	talo pouco flexível	1	sim	0	não		
t21	TT_ESP	talo com espinhos	1	sim	0	não		
t22	TT_PEL	talo com pelos	1	sim	0	não		
t23	TT_ENTN	talo com entre-nós	1	sim	0	não		

Preparação e análise dos dados

Com a finalidade de analisar a importância da periodicidade e do acaso nas séries hidrológicas, foi procedida, com a série de vazões diárias, a sua decomposição em série diária significativa (componentes periódicos significativos, ou frequências significativas no espectro de potência) e componentes aleatórios (resíduos). O procedimento foi efetuado utilizando-se o programa FFTSint (Cruz *et al.*, *em preparação*). Para entrar no programa FFTSint, a série original deve ser colocada em uma matriz em conjunto com um grande número de séries sintéticas diárias, as quais foram geradas no Instituto de Tecnologia para o Desenvolvimento – LACTEC, Universidade Federal do Paraná, utilizando-se o modelo “Shot Noise” de Segunda Ordem (SOSN), descrito em Mine (1990).

A Tabela 7 apresenta os parâmetros utilizados para calibrar o modelo SOSN.

Tabela 7. Dados gerais fisiográficos e hidrográficos da estação fluviométrica Rosário do Sul.

<i>Estação fluviométrica</i>		<i>Rosário do Sul</i>
Amplitude média de pulso (dias)*		59,94
Período médio (dias)**		41,17
Coordenadas da SHR (Fuso 21, datum SAD69)	UTM E	700546
	UTM N	6652596
Coeficientes de recessão	Escoamento Superficial	0,17138
	Escoamento Subterrâneo	0,06647
Curso de água	nome	rio Santa Maria
Área de drenagem	km ²	12101,97

* média da amplitude de pulso, ou seja, entre dois períodos de cheia (um pulso envolve uma fase de cheia e uma de isolamento em relação ao rio; Neiff & Neiff, 2003) considerando-se nível de desborde igual ao nível médio de longo prazo.

** calculado com base no espectro de potência (FFT).

O Programa FFTSint foi rodado com filtros com significância (α) iguais a 0,01 e 0,05. Como o programa produz as séries filtradas através da utilização de uma transformação inversa de Fourier, após zerar as potências das frequências não significativas, podem ser produzidos valores negativos, uma vez que é diminuída a quantidade total de variação das séries, reduzindo-se, deste modo, a amplitude dos pulsos. Para reduzir este problema, foi atribuído valor zero para todas as vazões filtradas negativas. As séries filtradas e a original foram, então, transformadas para séries de cotas de acordo com as curvas-chave apresentadas na Tabela 3.

A caracterização dos pulsos hidrológicos, para cada cota que continha uma unidade amostral, foi efetuada utilizando-se os programas Pulso 1.0.5 (Neiff & Neiff, 2003) e IHA v.7.0.0beta3 (Richter *et al.*, 1996). Para produzir a análise no programa Pulso, basta ajustar o parâmetro “nível de desborde” para a cota da unidade amostral. No programa IHA não existe parâmetro similar. Neste caso, a série foi preparada no MS Excel para cada cota de unidade amostral. Primeiro, subtraiu-se da cota da série a cota da amostra. Após, utilizou-se a função “se”, atribuindo valor igual quando o resultado da subtração era maior ou igual a zero ou zero, quando o resultado da subtração fosse menor do que zero. Deste modo, o resultado expressou a altura da água sobre a unidade amostral em caso de inundação. Esta série foi então avaliada no programa IHA (como

são 24 unidades amostrais, foram efetuadas 25 análises para cada programa – as 24 unidades amostrais mais a série original). Entre os descritores dos componentes ambientais existentes no programa IHA, optou-se por utilizar descritores não-paramétricos, baseados em percentis. Como o objetivo da análise é estudar os pulsos de inundação e sua relação com a vegetação da planície de inundação, optou-se por considerar somente a opção de descrever somente as potamofases dentro do programa Pulso. A Tabela 8 apresenta os descritores do regime de pulsos de inundação utilizados neste estudo.

Tabela 8. Descritores do regime de pulsos de inundação utilizados neste estudo, obtidos com os programas IHA e Pulso.

<i>símbolo</i>	<i>variável</i>		<i>unidade</i>
H1	cota	cota	cm
H2	jan	altura da inundação janeiro	percentil 90%
H3	fev	altura da inundação fevereiro	percentil 90%
H4	mar	altura da inundação março	percentil 90%
H5	abr	altura da inundação abril	percentil 90%
H6	mai	altura da inundação maio	percentil 90%
H7	jun	altura da inundação junho	percentil 90%
H8	jul	altura da inundação julho	percentil 90%
H9	ago	altura da inundação agosto	percentil 90%
H10	set	altura da inundação setembro	percentil 90%
H11	out	altura da inundação outubro	percentil 90%
H12	nov	altura da inundação novembro	percentil 90%
H13	dez	altura da inundação dezembro	percentil 90%
H14	max.1-dia	cota máxima de 1 dia de duração	percentil 90%
H15	max. 3-dias	cota máxima de 3 dias de duração	percentil 90%
H16	max. 7-dias	cota máxima de 7 dias de duração	percentil 90%
H17	max. 30-dias	cota máxima de 30 dias de duração	percentil 90%
H18	max. 90-dias	cota máxima de 90 dias de duração	percentil 90%
H19	Num. dias cota zero	número de dias por ano de cota zero	percentil 90%
H20	Num. pulsos cotas altas	número de pulsos de cotas altas por ano	percentil 90%
H21	dura. cotas altas	duração das cotas altas no ano	percentil 90%
H22	AMPLITUDE MÉDIA	amplitude média a série completa	dias
H23	NÚMERO DE PULSOS	número de pulsos da série completa	número

De acordo com a distribuição dos valores das variáveis H1 a H23, foi possível classificar as cotas de acordo com o padrão de inundação. A primeira classe expressa o intervalo de cotas menores que a primeira unidade amostral (muito freqüente). A segunda classe ocorre nas cotas onde os percentis de 90% das cotas mensais (H2 a H13) não é zero em pelo menos um mês (freqüente). A terceira classe inclui as cotas em que

todos os percentis 90% das cotas mensais são zero, mas em que ocorre ao menos um evento de inundação eventual na série, determinando ao menos uma variável entre H14 e H23 acima de zero (rara). A quarta inclui as cotas em que não ocorreram pulsos (zero em todas as variáveis) dentro do intervalo de cotas presente nas unidades amostrais (sem inundação). A última classe refere-se as cotas situadas acima da mais alta cota de unidade amostral (fora do intervalo estudado). Os intervalos foram identificados para cada série (original, filtrada com $\alpha=0,05$ e $\alpha=0,01$). Após foram gerados mapas a partir da reclassificação do MNT para as classes identificadas. Estes mapas foram depois comparados com o mapa de cobertura do solo para estudar a relação entre vegetação e pulsos de inundação. Para analisar esta relação foi utilizado o software Idrisi32 (Eastman, 1999), módulo CONCAT, quando se obteve para cada comparação de mapas o valor de χ^2 , o número de graus de liberdade e o coeficiente V de Cramer, que expressa uma correlação entre dois mapas (varia entre zero, correlação nula, até 1, correlação máxima) (Diniz, 2005). O nível de significância do teste de χ^2 foi estabelecido em 0,05. O coeficiente V de Cramer é significativo quando o χ^2 também é.

Para análise cruzada com as variáveis hidrológicas, os dados numéricos de variáveis contínuas (comprimentos, larguras, alturas e cobertura) referentes aos caracteres funcionais e a cobertura, organizados por forma de vida e por unidade amostral, foram re-escalados para valor padronizado entre 0 e 99 por regra de três simples. Esta preparação foi necessária para a construção das matrizes de caracteres funcionais para o programa SYNCOSA (Pillar, 2004). Também foram sintetizados os dados de cada morfotipo de uma forma de vida, para cada unidade amostral, como a média para valores de variáveis contínuas e cobertura e moda para os dados nominais e binários. Quando, para dados binários houve empate para definição da moda, identificou-se, nos dados originais de campo, o morfotipo dominante. Os dados foram, então, obtidos deste morfotipo para representar a forma de vida. A matriz de variáveis ambientais do SYNCOSA constou de uma matriz com os valores das variáveis H1 a H23 em colunas e as 24 unidades amostrais em linhas.

As análises no SYNCOSA foram efetuadas através de uma definição politética de tipos funcionais de plantas, sendo os grupos definidos através de uma análise de agrupamento através do método UPGMA baseada no índice de similaridade de Gower modificado para contar ausências combinadas em caracteres binários (Pillar & Sosinski, 2003). Para análise das variáveis ambientais foi efetuada ordenação por análise de coordenadas

principais sobre matriz de distâncias euclidianas, com centralização e normalização dentro de variáveis e análise de agrupamentos através do método UPGMA sobre a mesma matriz.

Foram identificadas combinações ótimas de caracteres que maximizam a congruência com a matriz de dados ambientais.

Resultados e Discussão

As séries filtradas com $\alpha=0,05$ e $\alpha=0,01$, obtidas com o programa FFTSint, estão apresentadas nas Figuras 45 e 46 (para a série original, vide Figura 42). Observa-se que a aparência geral do hidrograma torna-se menos complexa com o aumento da significância do processo de filtragem. Os grandes picos de cheias vão sendo eliminados até restar um conjunto de pulsos de baixa amplitude e alta frequência, concentrados em uma faixa muito mais estreita de cotas. Este resultado mostra que a previsibilidade dos pulsos (ligada à periodicidade) está mais relacionada aos pulsos de baixa amplitude de cotas e alta frequência, enquanto as flutuações de alta amplitude de cotas, as grandes cheias, possuem muito baixa previsibilidade e estão associadas a fenômenos irregulares de baixa frequência. Se a hipótese inicial está correta, as plantas situadas nas cotas mais baixas teriam condições de acumular mais adaptações ao regime de pulsos de inundação, manifestando um maior grau de ajuste com os caracteres funcionais das plantas, enquanto que as plantas situadas nas cotas raramente sujeitas à inundação e com menor grau de previsibilidade, responderiam como uma perturbação que direciona uma dinâmica de lacunas, mais ligada à distribuição da comunidade como um todo (sucessão).

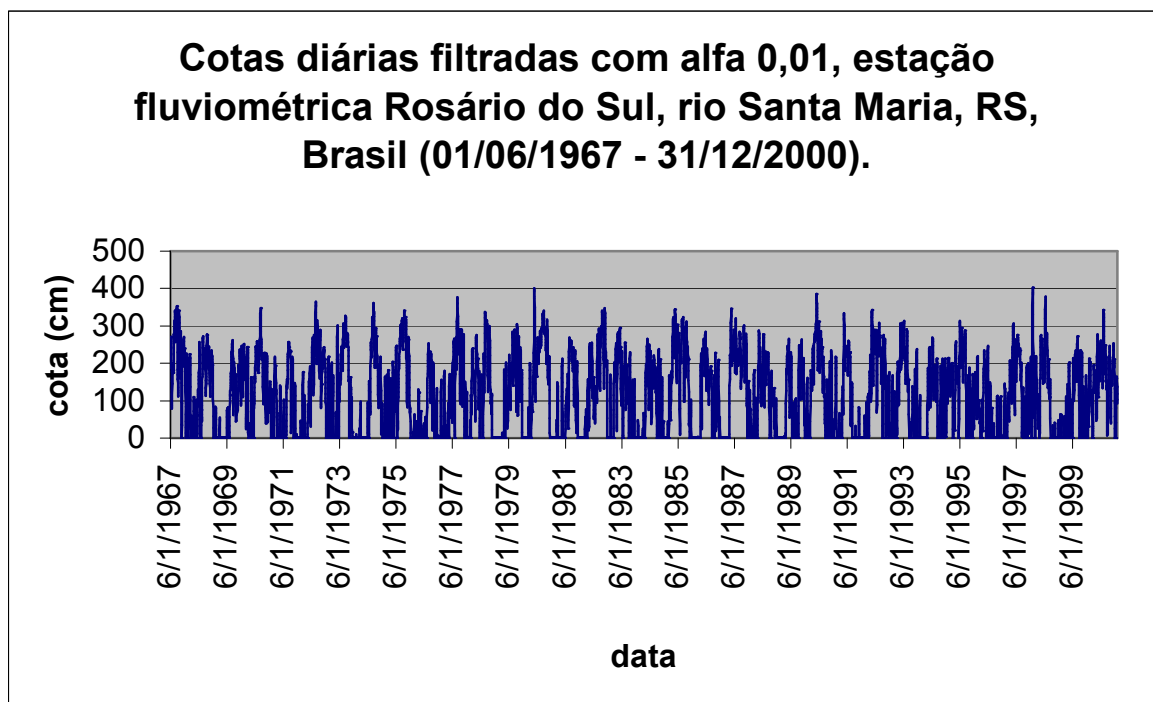


Figura 45. Série de cotas filtradas com FFTSint, com alfa 0,01.

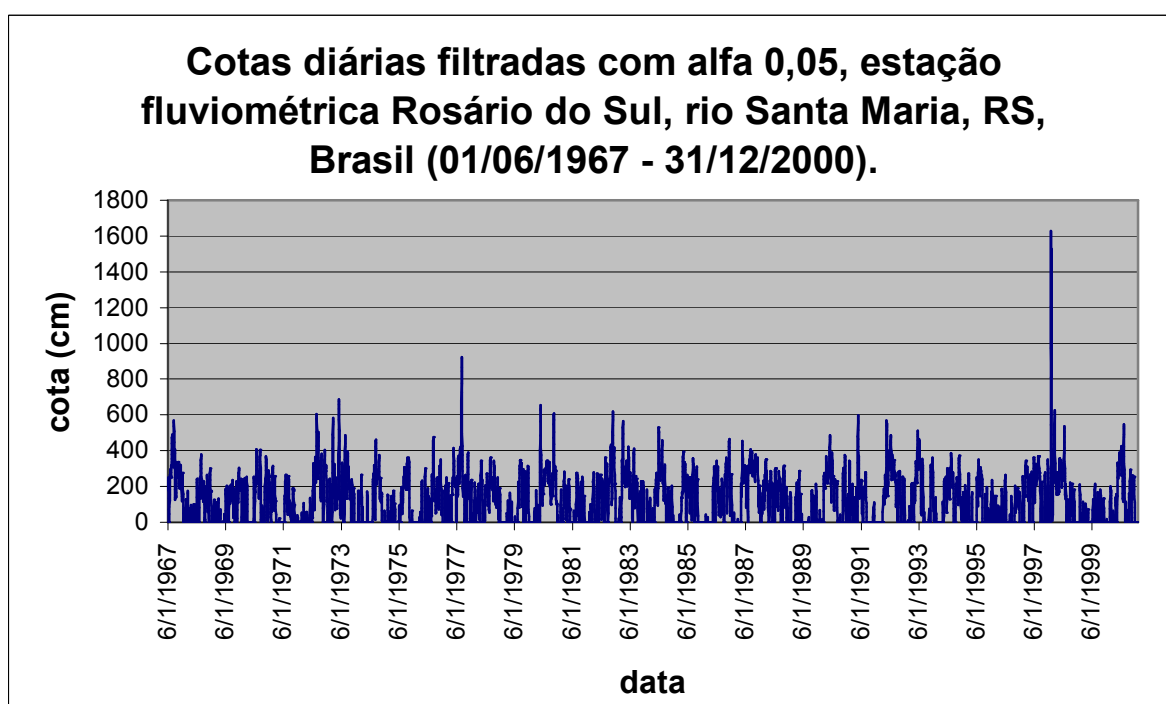


Figura 46. Série de cotas filtradas com FFTSint, com alfa 0,05.

A análise das três séries através dos programas IHA e Pulso está sintetizada nas Tabelas 9 a 11.

Tabela 9. Componentes ambientais de cotas da série de cotas original, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em itálico, sem inundação durante o período analisado.

H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23
cota	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	max.1- dia	max. 3-dias	max. 7-dias	max. 30- dias	max. 90-dias	Num. dias cota zero	Num. pulsos cotas altas	dura. cotas altas	Amplitude média	Número de pulsos
210	42.6	152.1	78	157.7	120.2	185.5	263.6	166.6	118.7	117.6	118.7	4.8	629.2	594.3	543.3	353.3	235.7	307.8	9.6	18.7	55.62	220
238	14.6	124.1	50	129.7	92.2	157.5	235.6	138.6	90.7	89.6	90.7	0	601.2	566.3	515.3	325.3	208.4	322.8	9.6	18.7	52.97	231
252	5.4	110.1	36	115.7	78.2	143.5	221.6	124.6	76.7	75.6	76.7	0	587.2	552.3	501.3	311.3	195.2	331	9.6	18.7	54.75	233
259	1.2	103.1	29	108.7	71.2	136.5	214.6	117.6	69.7	68.6	69.7	0	580.2	545.3	494.3	304.3	188.7	333.6	9.6	18.7	55.50	220
267	0	95.1	22.2	100.7	63.2	128.5	206.6	109.6	61.7	60.6	61.7	0	572.2	537.3	486.3	296.3	181.5	336.6	9.6	18.7	56.81	215
311	0	51.9	0	56.7	19.2	84.5	162.6	65.6	20.5	16.6	20.1	0	528.2	493.3	442.3	252.3	143.2	346	8.6	17.9	60.78	201
480	0	0	0	0	0	0	2.4	0	0	0	0	0	359.2	324.3	273.3	106.1	44.02	365	5	11.6	86.91	140
484	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	355.2	320.3	269.3	103.8	42.47	365	5	10.8	87.53	139
496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	343.2	308.3	257.3	96.8	37.92	365	5	13.3	90.13	135
567	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272.2	237.3	186.6	54.25	18.83	365.6	4	13.5	77.50	157
594	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	245.2	210.3	161.1	42.91	15.1	365.6	3.6	7.1	63.05	193
598	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	241.2	206.3	157.4	41.63	14.56	365.6	3.6	10.8	61.15	199
602	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	237.2	202.3	153.6	40.35	14.03	365.6	3.6	6.3	60.24	202
611	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	228.2	193.3	145.1	37.47	12.86	365.6	3.6	6	61.45	198
612	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	227.2	192.3	144.2	37.15	12.73	366	3.6	6	61.15	199
613	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	226.2	191.3	143.2	36.85	12.61	366	3.6	9.6	61.15	199
619	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	220.2	185.3	137.6	35.11	11.9	366	3.6	7.2	60.84	200
713	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126.2	91.33	55.86	13.03	4.344	366	1.6	6.6	74.66	163
726	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113.2	78.33	46.43	10.83	3.611	366	1	5.9	75.12	162
763	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76.2	43.47	22.49	5.247	1.749	366	1	5	79.02	154
793	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46.2	20.27	8.686	2.027	0.6756	366	1	4	85.10	143
808	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31.2	11.6	4.971	1.16	0.3867	366	1	4	86.30	141
820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19.2	6.4	2.743	0.64	0.2133	366	0.6	3	89.48	136
841	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6.6	2.2	0.9429	0.22	0.07333	366	0.6	3	94.34	129
<i>1011</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>366</i>	<i>0</i>	<i>0</i>	<i>117.03</i>	<i>104</i>

Tabela 10. Componentes ambientais de cotas da série de cotas filtrada com α igual a 0,01, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em itálico, sem inundação durante o período analisado.

H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23
cota	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	max.1- dia	max.3- dias	max.7- dias	max.30- dias	max.90- dias	Num. dias cota zero	Num. pulsos cotas altas	dura. cotas altas	Amplitude média	Número de pulsos
210	0	0	0	38.5	37.5	38.25	58	90	63	12.5	0	0	177.5	169.5	158.1	106.5	68.07	334	8.5	20.5	15.19	187
238	0	0	0	10.5	9.5	10.25	30	62	35	0	0	0	149.5	141.5	130.1	78.5	44.46	355.5	7	14.5	12.12	149
252	0	0	0	1.25	0	0.75	16	48	21	0	0	0	135.5	127.5	116.1	64.5	33.41	360.5	6.5	15.6	11.55	117
259	0	0	0	0	0	0	9	41	14	0	0	0	128.5	120.5	109.1	57.5	28.23	364	6.5	17.8	10.97	106
267	0	0	0	0	0	0	1	33	6	0	0	0	120.5	112.5	101.1	49.5	22.83	365.5	6	13.6	10.04	95
311	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76.5	68.5	57.07	15.83	5.278	366	3	10	7.37	35
480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
484	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
567	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
594	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
598	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
602	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
611	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
612	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
613	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
619	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
713	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
726	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
763	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
793	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
808	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
841	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0
1011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	0.00	0

Tabela 11. Componentes ambientais de cotas da série de cotas filtrada com α igual a 0,05, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Variáveis H2 a H21 são percentis de 90% de frequência anual. Variáveis H22 e H23 são calculadas sobre todo o período (01/06/1967 – 31/12/2000). Em negrito está marcada faixa de cotas de inundação freqüente, em modo normal, de inundação rara e em itálico, sem inundação durante o período analisado.

H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23
cota	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	max.1- dia	max.3- dias	max.7- dias	max.30- dias	max.90- dias	Num. dias cota zero	Num. pulsos cotas altas	dura. cotas altas	Amplitude média	Número de pulsos
210	0	30.25	0	56	109	84.75	107	111	51.25	75.5	39.75	0	594.5	577.7	486.1	204.4	123.8	337	10.5	19.2	53.79	227
238	0	16.25	0	28	81	56.75	79	83	23.25	47.5	11.75	0	566.5	549.7	458.1	176.4	103.2	356	10	17.2	12.90	202
252	0	9.25	0	14	67	42.75	65	69	10.75	33.5	1	0	552.5	535.7	444.1	162.4	94.3	358	8	14.9	12.29	182
259	0	5.75	0	7	60	35.75	58	62	5.5	26.5	0	0	545.5	528.7	437.1	155.5	90.47	359	8	15.2	12.20	168
267	0	1.75	0	1.5	52	27.75	50	54	1.25	18.5	0	0	537.5	520.7	429.1	147.6	86.38	359.5	7	14.4	11.83	157
311	0	0	0	0	8	0	6	10	0	0	0	0	493.5	476.7	385.1	109.5	63.87	365	7	11	8.87	116
480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	324.5	307.7	224.1	52.83	21.93	366	2	11	5.33	21
484	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	320.5	303.7	220.7	51.97	21.42	366	2	11	5.05	21
496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	308.5	291.7	210.8	49.45	19.91	366	2	10.5	5.41	17
567	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	237.5	220.7	155.9	36.97	12.56	366	1	9	4.00	11
594	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	210.5	193.7	132.3	31.02	10.34	366	1	9	4.25	8
598	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	206.5	189.7	128.9	30.15	10.05	366	1	9	4.29	7
602	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	202.5	185.7	125.8	29.35	9.783	366	1	8	4.29	7
611	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	193.5	176.7	118.7	27.7	9.233	366	1	8	5.00	5
612	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	192.5	175.7	117.9	27.52	9.172	366	1	8	5.00	5
613	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	191.5	174.7	117.1	27.33	9.111	366	1	8	5.00	5
619	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	185.5	168.7	112.4	26.23	8.744	366	1	8	4.80	5
713	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	105	94.67	55.29	12.9	4.3	366	0	8	7.00	1
726	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	98.5	88.17	49.71	11.6	3.867	366	0	8	7.00	1
763	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	80	69.67	36.5	8.517	2.839	366	0	8	5.00	1
793	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	65	54.67	27	6.3	2.1	366	0	8	5.00	1
808	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	57.5	47.17	22.71	5.3	1.767	366	0	7	5.00	1
820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	51.5	41.17	19.29	4.5	1.5	366	0.5	4	4.00	2
841	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	41	30.67	13.29	3.1	1.033	366	0.5	4	4.00	2
1011	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	366	0	0	3.00	1

Da análise das Tabelas 9 a 11, percebe-se que as modificações que ocorrem para as diferentes classes de frequência de inundação não ocorrem de forma linear, mas aos saltos. A classe de inundações freqüentes reduz seu limite superior, da série original para a série filtrada com α 0,01, de 480cm para 267cm (variação de 1,8 vezes). Já a classe de inundações raras reduz seu limite superior de 841cm para 311cm, com uma variação de 2,7 vezes, sendo esta classe transformada em área sem inundação. Neste caso, estas filtragens não expressam a não ocorrência ou redução física das inundações,

mas sim o grau de previsibilidade das mesmas. Deste modo, o aumento da significância de filtragem de 0,05 para 0,01, implica em reconhecer que as flutuações entre 480 e 841cm, classificadas como previsíveis, embora raras, passam a ser reconhecidas como totalmente imprevisíveis e ligadas ao acaso.

A Figura 47 apresenta o mapa de cobertura dos solos para a área de estudo.

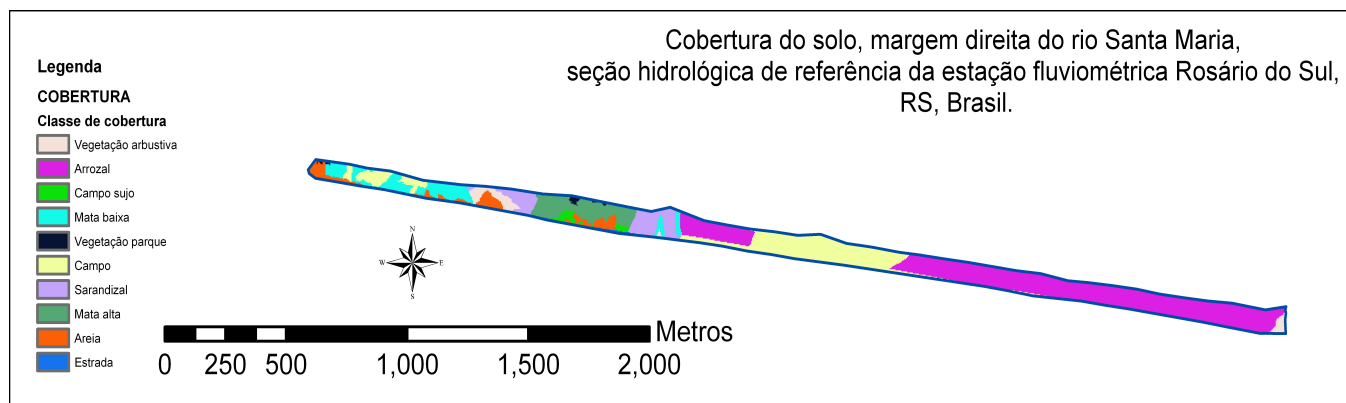


Figura 47. Mapa de cobertura do solo, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.

As Figuras 48 a 50 apresentam a distribuição das diferentes classes de frequência de inundação na série de cotas diárias original e filtradas com α 0,01 e 0,05.

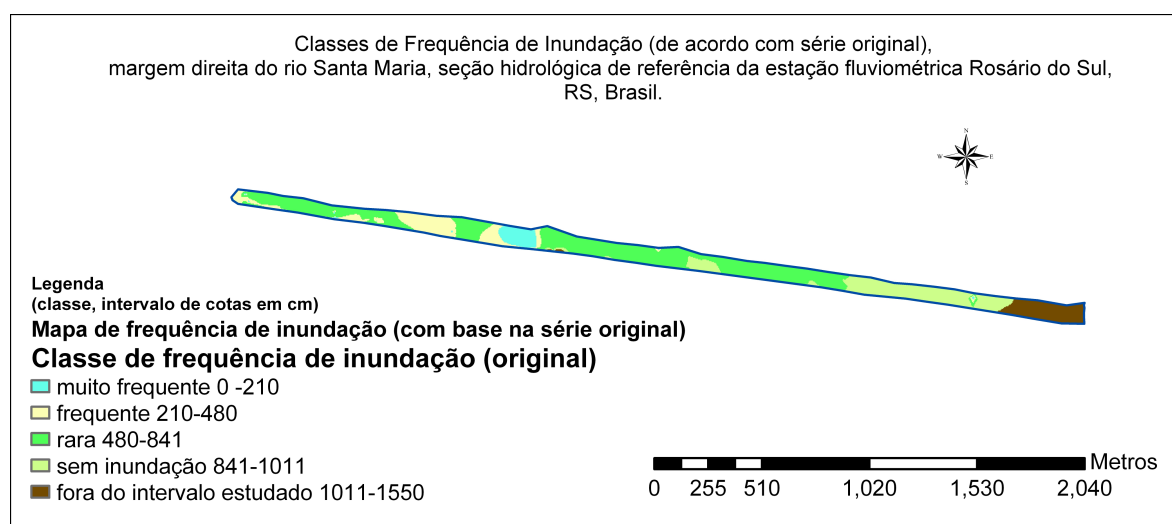


Figura 48. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias original, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.

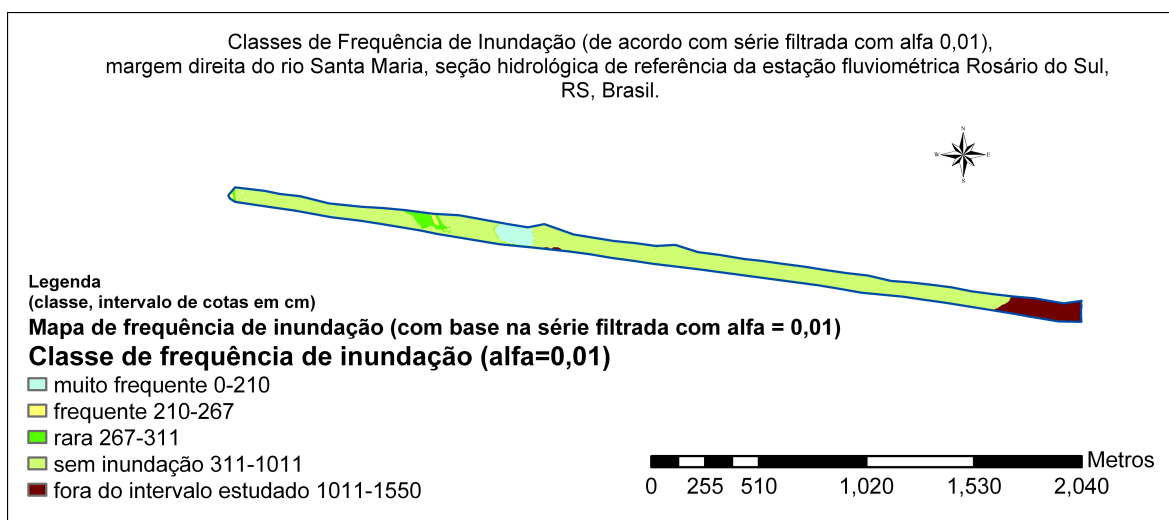


Figura 49. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias filtrada com α 0,01, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.

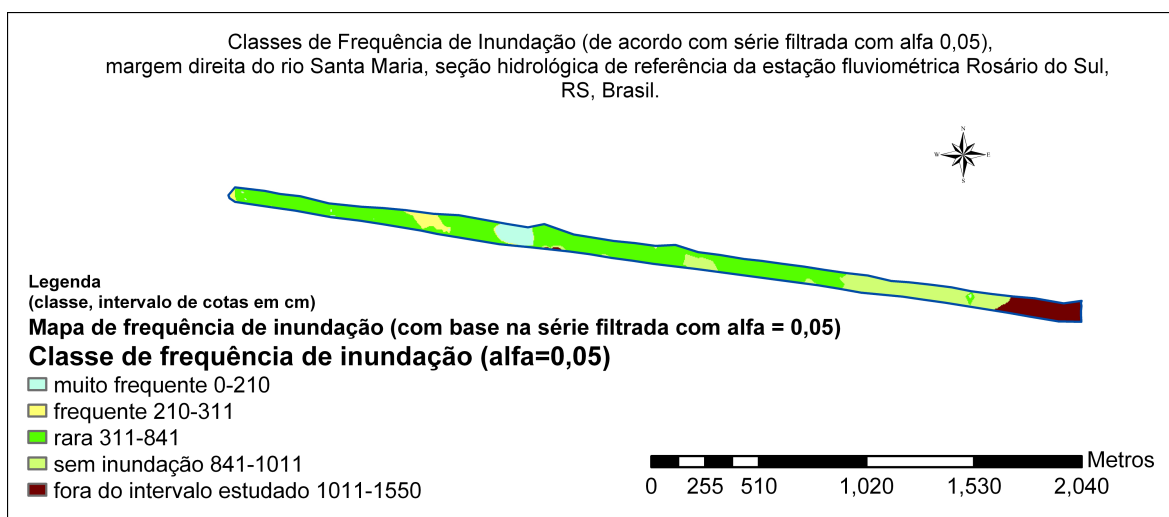


Figura 50. Classes de frequência de inundação na série de cotas diárias filtrada com α 0,05, junto à estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS, Brasil.

A Tabela 12 apresenta os resultados da análise de contingência entre os mapas que representam as diferentes classes de frequência de inundação e o mapa de cobertura de solos, considerados os filtros com α 0,01 e 0,05 e a série original.

Tabela 12. Resultados da análise de contingência entre os mapas que representam as diferentes classes de frequência de inundação e o mapa de cobertura de solos, considerados os filtros com α 0,01 e 0,05 e a série original, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS.

<i>Mapa 1</i>	<i>Mapa 2</i>	<i>filtro</i>	χ^2	<i>gl</i>	<i>Coefficiente V de Cramer</i>
Cobertura do solo	Frequência de inundação	Série original	16588,40	40	0,45
		α 0,05	13710,61		0,41
		α 0,01	9960,39		0,35
O valor crítico de χ^2 para 40 graus de liberdade = 55,76.					
Rejeita-se H_0 para todas as comparações. Existe relação significativa entre os mapas.					
Portanto, os valores do coeficiente V de Cramer também são significativos.					

O resultado apresentado na Tabela 12 sustenta a hipótese inicial. Observa-se que existe uma relação significativa entre a cobertura do solo e as classes de frequência de inundação. No entanto, observa-se, também, que o poder explicativo desta relação cai com o aumento da significância do filtro aplicado à série temporal de cotas, ou seja, quanto mais completa a série temporal, que pode ser representada como a soma dos componentes periódicos e de componentes aleatórios, maior a participação dos componentes aleatórios. Deste modo, maior a importância dos processos de dinâmica de lacunas, ou respostas ao nível de comunidade (sucessão). Como a manifestação emergente da sucessão está expressa na fisionomia da vegetação, esta acaba por ser visível em termos de classes de cobertura.

Considerando-se os resultados das Tabelas 9 a 11, pode-se afirmar que os componentes aleatórios do hidrograma explicam melhor a distribuição das classes de cobertura nas cotas com classes de frequências raras e sem inundação, ou seja, nas cotas mais elevadas da planície de inundação, enquanto que nas cotas mais baixas, mais relacionadas com as frequências altas de inundação, espera-se um peso maior dos componentes periódicos, que estariam associados a processos adaptativos.

Os resultados relativos à relação entre os caracteres funcionais, avaliados em cada forma de vida, e as variáveis descritoras do regime de pulsos hidrológicos, estão apresentados no Anexo I. Neste, estão presentes as transcrições dos arquivos formatados para entrada de dados no programa SYNCSA, sendo um arquivo para cada série (original e filtradas).

A primeira análise efetuada foi a seleção ótima de caracteres funcionais que maximizam a congruência entre a matriz de dissimilaridades das comunidades descritas com base em caracteres funcionais e a matriz de distâncias das unidades amostrais com base nas variáveis ambientais. Os resultados, respectivamente para matriz de variáveis ambientais construída com base na série original e filtradas com $\alpha = 0,01$ e $0,05$, estão apresentados na Tabela 13, letras a, b e c. Os resultados demonstram que em todas as três séries de cotas diárias foram selecionados, por máxima congruência, os mesmos sub-conjuntos de caracteres funcionais (forma de crescimento, inclinação da planta, tipo da folha, cerosidade na folha, glândulas na folha, largura do talo, tipo de talo e talo com pelos) e o mesmo número de grupos definidores de tipos funcionais de plantas. Neste caso, cada forma de vida (enraizadas no substrato com caules e folhas emergentes, anfíbias herbáceas, anfíbias arbustivas, anfíbias sub-arbustivas) equivale a um tipo funcional de planta.

No entanto, observa-se que a congruência atribuída ao sub-conjunto ótimo assume valores crescentes com o aumento da significância do filtro utilizado para separar os componentes periódicos e aleatórios da série temporal de cotas diárias. Ou seja, o poder de explicação dos tipos funcionais de plantas, definidos com base nos caracteres funcionais ótimos, é tanto maior quanto maior o filtro e, portanto, pesa mais sobre as cotas mais baixas (mais frequentemente inundadas com menor amplitude de cotas). Este resultado também é consistente com a hipótese inicial, pois os tipos funcionais de plantas estão associados a processos de adaptação, ligados à seleção natural e, portanto, mais prováveis de sucederem em condições de maior grau de previsibilidade, associada aos componentes periódicos do hidrograma.

Assim, os dados sustentam a hipótese de que nas cotas mais altas predominam processos ligados à sucessão, enquanto que nas cotas mais baixas predominam processos ligados à adaptação. Sendo esta hipótese verdadeira, pode-se propor uma forma mista de recomendações de regime de inundações com vista a definição de vazão ecológica, utilizando-se descritores de cotas ambientais baseados na série original para cotas raramente inundadas e descritores associados à série filtrada com $\alpha = 0,01$ para as cotas frequentemente inundadas. Isto porque na série original o peso relativo dos componentes aleatórios é maior nas cotas altas, enquanto que na série filtrada com $\alpha = 0,01$ é maximizada a previsibilidade nas cotas baixas.

Tabela 13. Resultado da análise de obtenção do sub-conjunto ótimo de caracteres funcionais que maximiza a congruência ($\rho(D;\Delta)$) entre vegetação e descritores do regime de pulsos hidrológicos, definidos a partir das séries de cotas diárias, estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. O método da ligação média UPGMA foi utilizado para agrupar populações de formas de vida em tipos funcionais de plantas. O índice de Gower, modificado para contar ausências casadas em dados binários, foi utilizado para avaliar a similaridade entre populações. A similaridade entre unidades amostrais foi medida com a distância de corda quadrada. Em negrito, o número de grupos e os caracteres ótimos.

a. série original

$\rho(D;\Delta)$	grupos	Caracteres funcionais									
0,640813	3	t1	t13	t16							
0,641236	2	t1	t6	t13	t16						
0,641236	2	t1	t3	t13	t16	t23					
0,712257	3	t1	t2	t6	t9	t16	t23				
0,712809	4	t1	t2	t6	t9	t10	t16	t23			
0,688987	3	t1	t7	t13	t14	t16	t18	t20	t23		
0,696807	4	t1	t3	t7	t13	t14	t16	t18	t20	t23	
0,696807	4	t3	t4	t5	t10	t13	t14	t16	t18	t20	t23

b. série filtrada com $\alpha = 0,05$

$\rho(D;\Delta)$	grupos	Caracteres funcionais									
0,736371	3	t4	t15	t21							
0,736371	3	t3	t4	t15	t21						
0,736371	3	t9	t11	t16	t19	t21					
0,826776	3	t1	t2	t6	t9	t16	t23				
0,827048	4	t1	t2	t6	t9	t10	t16	t23			
0,736371	3	t1	t9	t10	t12	t13	t16	t21	t23		
0,724619	2	t1	t2	t3	t4	t5	t7	t8	t15	t16	
0,724619	2	t1	t2	t3	t4	t5	t7	t8	t9	t15	t16

c. série filtrada com $\alpha = 0,01$

$\rho(D;\Delta)$	grupos	Caracteres funcionais									
0,784383	3	t4	t15	t21							
0,784383	3	t3	t4	t15	t21						
0,784383	3	t9	t11	t16	t19	t21					
0,863596	3	t1	t2	t6	t9	t16	t23				
0,863952	4	t1	t2	t6	t9	t10	t16	t23			
0,784383	3	t1	t9	t10	t12	t13	t16	t21	t23		
0,772319	2	t1	t2	t3	t4	t5	t7	t8	t15	t16	
0,772319	2	t1	t2	t3	t4	t5	t7	t8	t9	t15	t16

Esta combinação de resultados permite a proposição de uma abordagem de recomendação de vazões ecológicas, baseadas em índices hidrológicos, que possui uma amarração ecológica. Para tal, o primeiro passo é particionar a série temporal de vazões

ou cotas em séries original e filtrada com base em significância de 0,01 e 0,05, utilizando-se o programa FFTSint. O segundo passo envolve a quantificação dos índices hidrológicos utilizando-se os programas IHA e Pulso. No terceiro passo, identificam-se, com base nas matrizes de índices hidrológicos, os intervalos de cotas de inundação freqüente, rara e sem inundação, considerado o percentil de 90%. Este processo é efetuado para a série original e para a série filtrada com $\alpha = 0,01$. Após, é definido, com base nos percentis de 90%, as restrições para o regime de vazões ecológicas, considerando-se os descritores da série original para o intervalo de cotas raramente inundados e da série filtrada com $\alpha = 0,01$ para o intervalo de cotas freqüentemente inundados. Os dados da série filtrada com $\alpha = 0,05$ são utilizados para ajuste da zona de transição.

A Tabela 14 apresenta as recomendações para condicionamento ecológico das vazões para fins de outorga do uso da água recomendado para a estação Rosário do Sul, rio Santa Maria.

O regime deve ser tomado como um espaço de restrições no espaço multivariado definido pelas variáveis indicadoras do regime de pulsos de inundação. Deste modo, o órgão responsável pela gestão das águas não terá necessidade de definir o método utilizado para propor a vazão ecológica. Como proposta de encaminhamento do processo de instrução de outorga do uso da água, poderia ser gerado um conjunto de séries sintéticas com base na série sem o uso proposto e com o uso proposto. Com base neste número de séries sintéticas, seria procedida a metodologia de partição do hidrograma, conforme abordagem proposta neste trabalho, e definidos os intervalos de cotas para comparação com a matriz de restrições ecológicas ao regime de vazões. Calculam-se, então, os índices nos programas IHA e Pulso para as séries sem uso e com uso e comparam-se os resultados obtidos. Neste caso, considera-se que um empreendimento não deve piorar a situação existente na bacia (critério do marco zero; Silveira *et al.*, 1998). Deste modo, pode-se considerar os índices calculados para a série sem uso como base para o conjunto de restrições ambientais definidas para o regime de uso da água proposto pelo usuário da água. Esta abordagem seria um avanço em relação à análise efetuada por Cruz (2001), que simulou os efeitos da aplicação de critérios diferentes de definição da vazão de referência sobre a vazão ecológica. Embora a simulação tenha demonstrado que a aplicação de um critério de outorga baseado em vazões de referência altera pouco o padrão geral de flutuações das vazões, não foi

utilizado critério ecológico para avaliação dos efeitos do rebaixamento de vazões sobre as comunidades da planície de inundação.

Tabela 14. Condições de contorno para definição do regime de vazões ecológicas para a estação fluviométrica Rosário do Sul, rio Santa Maria, RS. Brasil.

H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23
cota	jan	fev	mar	abr	mai	jun	jul	ago	set	out	nov	dez	max.1- dia	max. 3- dias	max. 7-dias	max. 30- dias	max. 90-dias	Num. dias cota zero	Num. pulsos cotas altas	dura. cotas altas	Amplitude média	Número de pulsos
210	0	0	0	38,5	37,5	38,25	58	90	63	12,5	0	0	177,5	169,5	158,1	106,5	68,07	334	8,5	20,5	15,19	187
238	0	0	0	10,5	9,5	10,25	30	62	35	0	0	0	149,5	141,5	130,1	78,5	44,46	355,5	7	14,5	12,12	149
252	0	0	0	1,25	0	0,75	16	48	21	0	0	0	135,5	127,5	116,1	64,5	33,41	360,5	6,5	15,6	11,55	117
259	0	0	0	0	0	0	9	41	14	0	0	0	128,5	120,5	109,1	57,5	28,23	364	6,5	17,8	10,97	106
267	0	0	0	0	0	0	1	33	6	0	0	0	120,5	112,5	101,1	49,5	22,83	365,5	6	13,6	10,04	95
311	0	0	0	0	x	0	x	10	0	0	0	0	493,5	476,7	385,1	109,5	63,87	365	7	11	8,87	116
480	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	324,5	307,7	224,1	52,83	21,93	366	2	11	5,33	21
484	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	355,2	320,3	269,3	103,8	42,47	365	5	10,8	87,53	139
496	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	343,2	308,3	257,3	96,8	37,92	365	5	13,3	90,13	135
567	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	272,2	237,3	186,6	54,25	18,83	365,6	4	13,5	77,50	157
594	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	245,2	210,3	161,1	42,91	15,1	365,6	3,6	7,1	63,05	193
598	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	241,2	206,3	157,4	41,63	14,56	365,6	3,6	10,8	61,15	199
602	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	237,2	202,3	153,6	40,35	14,03	365,6	3,6	6,3	60,24	202
611	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	228,2	193,3	145,1	37,47	12,86	365,6	3,6	6	61,45	198
612	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	227,2	192,3	144,2	37,15	12,73	366	3,6	6	61,15	199
613	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	226,2	191,3	143,2	36,85	12,61	366	3,6	9,6	61,15	199
619	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	220,2	185,3	137,6	35,11	11,9	366	3,6	7,2	60,84	200
713	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	126,2	91,33	55,86	13,03	4,344	366	1,6	6,6	74,66	163
726	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	113,2	78,33	46,43	10,83	3,611	366	1	5,9	75,12	162
763	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	76,2	43,47	22,49	5,247	1,749	366	1	5	79,02	154
793	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	46,2	20,27	8,686	2,027	0,6756	366	1	4	85,10	143
808	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	31,2	11,6	4,971	1,16	0,3867	366	1	4	86,30	141
820	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	19,2	6,4	2,743	0,64	0,2133	366	0,6	3	89,48	136
841	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	6,6	2,2	0,9429	0,22	0,07333	366	0,6	3	94,34	129

Nota. O “x” significa componentes de vazões descartados em função da transição dos filtros (para manter continuidade nas colunas).

Conclusões

Este trabalho demonstra como as comunidades vegetais respondem de forma diferente em relação aos componentes periódicos, ou seja previsíveis, do hidrograma e aqueles aleatórios. Este fato permite que se faça uma análise de como existe o ajuste entre processos adaptativos, manifestados em caracteres funcionais e ligados aos

componentes mais previsíveis, e processos de sucessão, manifestados nos tipos de cobertura vegetal e mais associados aos componentes aleatórios do hidrograma.

Esta relação permite, também, verificar como estes padrões de aleatoriedade e periodicidade se distribuem ao longo das cotas da planície de inundação, definindo intervalos de cotas de acordo com maior ou menor frequência de pulsos de inundação.

Verificou-se que o estudo de vegetação baseado em formas de vida e caracteres funcionais, simples de serem observados, é sensível às variações das variáveis descritoras do regime de pulsos hidrológicos, permitindo, assim, a sua utilização como fonte de informações para amarrar ecologicamente metodologias para definição de vazões ecológicas com base nas séries de cotas/vazões.

A metodologia proposta é adaptável ao processo de tomada de decisões em condições de carência de dados, uma vez que depende somente de um levantamento topográfico da seção hidrológica de referência, das séries de vazões estimadas ou medidas para a seção e de um levantamento de vegetação baseado em variáveis simples e que são fáceis de serem implementadas por técnicos ligados aos usuários da água ou aos órgãos do sistema de gestão dos recursos hídricos.

A metodologia proposta somente deve ser aplicada em um sistema que envolve o manejo adaptativo, uma vez que a amarração proposta não esgota a complexidade da relação entre pulsos hidrológicos e os diferentes processos ecológicos interdependentes existentes nos ecossistemas fluviais. Serve como uma proposta de início para definição de vazões ecológicas para situações de carência de dados, mas com amarração ecológica mínima.

Referências Bibliográficas

- BENDA, L.; POFF, L.; MILLER, D.; DUNNE, T.; REEVES, G.; PESS, G.; POLLOCK, M.. 2004. The Network Dynamics Hypothesis: How Channel Networks Structure Riverine Habitats. *Bioscience*, vol. 54, no. 5, p 413-427.
- BRETSCHKO, G. 1995. River/Land Ecotones: Scales and Patterns. *Hydrobiologia*, vol. 303, p. 83-91.
- CRUZ, J.C. 2001. *Disponibilidade Hídrica para Outorga: Avaliação de Aspectos Técnicos e Conceituais*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 189 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).

- CRUZ, R.C. 2000. *A implementação da outorga do uso da água na Bacia do Rio Santa Maria: o papel do conteúdo informativo e complexidade dos níveis hidrológicos e da avaliação dos tipos funcionais de áreas úmidas na definição da vazão de proteção ambiental. Proposta de projeto para desenvolvimento de Tese.* Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Curso de Pós-Graduação em Ecologia. 14 p. (Projeto).
- CRUZ, R.C. & PEREIRA FILHO, W. 2005. 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. p.57- 89.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L. & SILVEIRA, G.L. 1998. Relação entre Padrões e Processos em Pequenas Bacias Hidrográficas: a Interface entre Ecologia de Paisagem e Hidrologia através do Geoprocessamento e da Geometria Fractal. In: *Anais. I Fórum de Geo-Bio-Hidrologia, Estudos em Vertentes e Micro-Bacias Hidrográficas.* Curitiba, UFPR, v.1, p. 184-189.
- CRUZ, R.C.; PORTO, M.L.; SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; PEREIRA, R.D. & DARU, R.L. *FFTSint: Um Instrumento para Análise de Recorrência de Pulsos em Análise Espectral de Séries Hidrológicas Diárias.* (em preparação)
- DENNISON, M.S. & BERRY, J.F. 1993. *Wetlands: Guide to Science, Law, and Technology.* Park Ridge: Noyes Publications. 429 p.
- DINIZ, A. 2005. *Estatística Espacial. Geoprocessamento 2000. Apostila II.* (disponível em <http://www.csr.ufmg.br/geoprocessamento/centrorecursos/apostilas/estespecial.pdf>, acesso em 14/05/2005).
- EASTMAN, R.J. 1999. *IDRISI32: Guide to GIS and Image Processing. Vol 1.* Worcester: Clark Labs. 193 p.
- GILLILAN, D.M. & BROWN, T.C. 1997. *Instream Flow Protection: Seeking a Balance in Westren Water Use.* Washington, D.C.: Island Press. 417 p.
- GORDON, N.D.; McMAHON, T.A.; FINLAYSON, B.L.; GIPPEL, C.J. & NATHAN, R.J. 2004. *Stream Hydrology: An Introduction for Ecologists.* 2 ed., Chichester: John Wiley & Sons. 429 p.
- IRGANG, B.E. 1999. *Comunidades de Macrófitas Aquáticas da Planície Costeira do Rio Grande do Sul – Brasil: um sistema de classificação.* Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 149 p. (Tese. Doutorado em Botânica).
- JOWETT, I. G. 1997. Instream Flow Methods: A Comparison of Approaches. *Regulated Rivers: Research & Management, vol. 13,* p.115-127.
- JUNK, W.J. & WANTZEN, K.M. 2004. 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. p. 117-140.
- MARGALEF, R. 1977. *Ecología.* 2.ed. Barcelona: Ed. Omega. 951 p.
- MENDES, C.A.B. & CIRILO, J.A. 2001. *Geoprocessamento em Recursos Hídricos: Princípios, Integração e Aplicação.* Porto Alegre: ABRH. 535 p.
- MENDIONDO, E.M.; TUCCI, C.E.M. & GOLDENFUM, J.A. 2001. Capítulo 2 – Noções Básicas de Escalas dos Processos Hidrológicos. In: PAIVA, J.B.D. & PAIVA, E.M.C.D. (orgs.) *Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas.* Editora da UFSM/ABRH. p15-30.

- MINE, M.R.M. 1990. Geração de Vazões Médias Diárias pelo SOSN. *Revista Brasileira de Engenharia*, vol. 8, num. 1, p 51-64.
- NEIFF, J.J. 1990. Ideas para la interpretación ecológica del Paraná. *Interciência*, v.15, n. 6, p. 424-441.
- NEIFF, J.J. 2003. Planícies de Inundação são Ecótonos? In: HENRY, R. (org.) *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. São Carlos: RiMa. p29-45.
- NEIFF, J.J. & NEIFF, M. 2003. *Pulso. Software para Analizar Fenômenos Recurrentes*. (disponível em <http://www.neiff.com>, acesso em 11/09/2003).
- PILLAR, V.D. & ORLÓCI, L. 1993. *Character-Based Community Analysis: Theory and Application Program*. The Hague: SPB Academic Publishing. 270 p.
- PILLAR, V.D. & SOSINSKI Jr, E.E.. 2003. An improved method for searching plant functional types by numerical analysis. *Journal of Vegetation Science*, v.14, p. 323-332.
- PILLAR, V.P. 2004. *SYNCSA for Macintosh and Windows - Version 2.2*. Porto Alegre, Departamento de Ecologia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 1 disquete.
- POSTEL, S. & RICHTER, B. 2003. *Rivers for Life: Managing Water for People and Nature*. Washington, D.C.: Island Press. 253 p.
- RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J. & BRAUN, D.P. 1996. A Method for Assessing Hydrologic Alteration Within Ecosystems. *Conservation Biology*, vol. 10, num. 4, p 1163-1174.
- ROBERTS-PICHETTE, P. & GILLESPIE, L. 1999. Terrestrial Vegetation Biodiversity Monitoring Protocols. *EMAN Occasional Paper Series, Report No. 9*. Ecological Monitoring Coordinating Office, Burlington, Ontario, Canada. 142 p.
- SARMENTO, R. & PELISSARI, V.B. 1999. Determinação da vazão residual dos rios: estado da arte. In: ABRH. *Livro de Resumos. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos*. Belo Horizonte, MG, de 28/11 a 02/12/1999, p. 153. (texto completo no CD anexo).
- SCHÄFER, A. 1984. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade/GTZ. 532 p.
- SILVEIRA, G. L.; ROBAINA, A. D.; GIOTTO, E.; DEWES, R. 1998. Outorga para uso dos recursos hídricos: aspectos práticos e conceituais para o estabelecimento de um sistema informatizado. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, vol. 3, n° 3, Jul/Set., 1998, p. 5-16.
- SILVEIRA, G.L. 1997. *Quantificação de Vazão em Pequenas Bacias com Carência de Dados Fluviométricos*. Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 172 p. (Tese. Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental).
- SILVEIRA, G.L. da (coord.); CRUZ, J.C.; EMANUELLI, E.J.C.; IRION, C.A.O.; DOTTO, J.C.P.; CRUZ, R.C.; CABRAL, I.L.L.; MENEZES, L.C. & LUCERO, A.C.S. 1993. *Projeto Rio Santa Maria – Sistema de Avaliação de disponibilidades Hídricas Fluviais para o Gerenciamento dos Recursos Hídricos na Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria: Relatório do Projeto*. Porto Alegre: SPO/CRH, UFSM/FATEC, 112 p.
- SILVEIRA, G.L. da; TUCCI, C.E.; CRUZ, J.C.; CLARKE, R.T.; IRION, C.A.; CRUZ, R.C.; OLIVEIRA, M.G. & SOUZA, M.A. 1995. Informações Hidrológicas em Pequenas Bacias Hidrográficas Rurais. *A Água em Revista*, Belo Horizonte, v.4, p. 31-39.

- SILVEIRA, G.L.; CRUZ, J.C.; CRUZ, R.C.; DEWES, R.; ARAÚJO, T.A. 2005. Concepção Geral. 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. p. 15 - 55.
- THARME, R. 1996. *Review of International Methodologies for the Quantification of the Instream Flow Requirements of Rivers. Final Report*. Cape Town: Department of Water Affairs and Forestry. 116 p. (Technical Report)
- THARME, R. 2003. *Environmental Flow Assessment for Aquatic Ecosystems: a Database of Methodologies*. <http://www.lk.iwmi.org/ehdb/EFM/efm.asp>.
- TUCCI, C.E.M. & CLARK, R.T. 2001. Capítulo 7 – Regionalização Hidrológica. In: PAIVA, J.B.D. & PAIVA, E.M.C.D. (orgs.) *Hidrologia Aplicada à Gestão de Pequenas Bacias Hidrográficas*. Editora da UFSM/ABRH. p169-222.
- VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J.R.; CUSHING, C.E. 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, vol. 37, p130-137.

Anexo I

Arquivo formatado da série original

syncsafinalveg2.txt

23

t1	t2	t3	t4	t5	t6	t7	t8	t9	t10	t11	t12
	t13	t14	t15	t16	t17	t18	t19	t20	t21	t22	t23
2	2	3	3	3	2	1	1	1	1	1	1
1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0	0	99	88	98	0	0	0	0	0	0	0
0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	22	26	22	4	2	2	2	2	2	2
2	2	18	3	2	2	2	2	2	2	2	2

24

a	b	c	d	e	f	g	h	I	j	k	l
	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	x
	y										

34

1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1
2	1	2	3	1	1	1	2	2	2	2	1
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0

0302274335050100010001010000440100000100000001	69	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0303344811050000010001000000300100010000000001	0	9	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0302323214050000010000010000330100000000000001	0	0	89	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103302921050000010000000000270100010000000000	0	0	0	84	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0201872105030001010100000000380100010000000000	0	0	0	9	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0202161807050100010001010000220100000001000101	0	0	0	0	69
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0102162621050001010000000000330100010000000000	0	0	0	0	0
54 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103732422020001010000000000990201010000000000	0	0	0	0	0
39 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103457911050100010001010000220100000000000001	0	0	0	0	0
0 84 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103642748010000010000000000440100000100000000	0	0	0	0	0
0 0 54 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103696628010000000000000000360100000000000000	0	0	0	0	0
0 0 0 19 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0103002667030001010000000000880200010000000000	0	0	0	0	0
0 0 0 0 99 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0	0


```

0103001528030100010000000000440200010000000000    0    0    0    0    0
0    0    0    0    0    0    0    0    0    0    0    0
0    0    0    0    0    59    0
0302249921050100010001010000000000000000000000    0    0    0    0    0
0    0    0    0    0    0    0    0    0    0    0    0
0    0    0    0    0    0    9
23
97Sep08
2
3    3    3    3    3    3    3    3    3    3    3    3
    3    3    3    3    3    3    3    3    3    3    3
H1   H2   H3   H4   H5   H6   H7   H8   H9   H10  H11  H12
    H13  H14  H15  H16  H17  H18  H19  H20  H21  H22  H23
hidroor.txt
1011  841   598   496   713   808   793   611   612   613   602   252
238   619   267   480   484   594   763   820   567   726   311   210
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     5.4
14.6  0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     42.6
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     110.1
124.1 0     95.1 0     0     0     0     0     0     0     51.9 152.1
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     36
50    0     22.2 0     0     0     0     0     0     0     0     78
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     115.7
129.7 0     100.7 0     0     0     0     0     0     0     56.7 157.7
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     78.2
92.2  0     63.2 0     0     0     0     0     0     0     19.2 120.2
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     143.5
157.5 0     128.5 0     0     0     0     0     0     0     84.5 185.5
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     221.6
235.6 0     206.6 2.4   0     0     0     0     0     0     162.6 263.6
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     124.6
138.6 0     109.6 0     0     0     0     0     0     0     65.6 166.6
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     76.7
90.7  0     61.7 0     0     0     0     0     0     0     20.5 118.7
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     75.6
89.6  0     60.6 0     0     0     0     0     0     0     16.6 117.6
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     76.7
90.7  0     61.7 0     0     0     0     0     0     0     20.1 118.7
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0
0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     0     4.8
0     6.6  241.2 343.2 126.2 31.2  46.2  228.2 227.2 226.2 237.2 587.2
601.2 220.2 572.2 359.2 355.2 245.2 76.2  19.2  272.2 113.2 528.2 629.2
0     2.2  206.3 308.3 91.33 11.6  20.27 193.3 192.3 191.3 202.3 552.3
566.3 185.3 537.3 324.3 320.3 210.3 43.47 6.4  237.3 78.33 493.3 594.3
0     0.9429 157.4 257.3 55.86 4.971 8.686 145.1 144.2 143.2 153.6 501.3
515.3 137.6 486.3 273.3 269.3 161.1 22.49 2.743 186.6 46.43 442.3 543.3
0     0.22 41.63 96.8 13.03 1.16  2.027 37.47 37.15 36.85 40.35 311.3
325.3 35.11 296.3 106.1 103.8 42.91 5.247 0.64 54.25 10.83 252.3 353.3
0     0.07333 14.56 37.92 4.344 0.3867 0.6756 12.86 12.73 12.61 14.03 195.2
208.4 11.9 181.5 44.02 42.47 15.1  1.749 0.2133 18.83 3.611 143.2 235.7
366   366   365.6 365   366   366   366   365.6 366   366   365.6 331
322.8 366   336.6 365   365   365.6 366   366   365.6 366   346   307.8
0     0.6   3.6   5     1.6   1     1     3.6   3.6   3.6   3.6   9.6
9.6   3.6   9.6   5     5     3.6   1     0.6   4     1     8.6   9.6
0     3     10.8 13.3 6.6  4     4     6     6     9.6   6.3   18.7
18.7  7.2   18.7 11.6 10.8 7.1  5     3     13.5 5.9   17.9 18.7
117.029 94.3411 61.1457 90.1333 74.6564 86.305 85.0979 61.4545 61.1457 61.1457 60.2376 54.7489
52.974 60.84 56.814 86.9071 87.5324 63.0466 79.0195 89.4779 77.5032 75.1173 60.7811
55.6182

```


0	0	99	88	98	0	0	0	0	0	0	0
0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	22	26	22	4	2	2	2	2	2	2
2	2	18	3	2	2	2	2	2	2	2	2

24
a b c d e f g h I j k l
 m n o p q r s t u v x
 Y

34											
1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1
2		1	2	3	1	1	1	2	2	2	1
0	0	0	0	0	0	0					

03022743350501000100010100004401000001000000001	69	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
03033448110500000100010000003001000100000000001	0	9	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
03023232140500000100000100003301000000000000001	0	0	89	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01033029210500000100000000002701000100000000000	0	0	0	84
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
02018721050300010101000000003801000100000000000	0	0	0	9
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0202161807050100010001010000220100000001000101	0	0	0	0
69 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01021626210500010100000000003301000100000000000	0	0	0	0
0 54 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01037324220200010100000000009902010100000000000	0	0	0	0
0 39 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01034579110501000100010100002201000000000000001	0	0	0	0
0 0 84 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01036427480100000100000000004401000001000000000	0	0	0	0
0 0 0 54 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01036966280100000000000000003601000000000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 19 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01030026670300010100000000008802000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 99 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01030037670300000100000000008802000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 99 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103401843010100010000000000270100000001000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 14	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
02024258220100000100000000002201000000000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	29	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
01030015520300000100000000007702000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	19	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0

02026362120500000100010000002401000001000000001	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	94	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0				
03036518200500000100010001014001000001000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	49	0
0 0 0 0 0 0 0 0				
0103001721030000010000000000660200010000010000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	19	0
0 0 0 0 0 0 0 0				
0103994176030100010000000000380100000001000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	89
0 0 0 0 0 0 0 0				
0103005199030000010000000000660200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	9
0 0 0 0 0 0 0 0				
0103893428030000010000000000510200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	99
0 0 0 0 0 0 0 0				
02025046120501000100010000004001000100000000101	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
54 0 0 0 0 0 0 0				
01035118120300000100000000002001000100000000001	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 89 0 0 0 0 0 0				
02034058160501000100000000004401000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 84 0 0 0 0 0				
01034517480100010100000000003301000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 9 0 0 0 0				
01030013370300000100000000007302000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 99 0 0 0 0				
01024968080501000100000100004601000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 89 0 0 0				
01030037030501000100000100006601000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 9 0 0 0				
01024174060501000100010000003001000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 94 0 0				
01030011280300010100000000006602000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 29 0 0				
02022725010501000100010100002201000001000000001	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 39 0				
01030015280301000100000000004402000100000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 59 0				
03022499210501000100010100000000000000000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 9				

23

97Sep08

2

3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3	3
H1	H2	H3	H4	H5	H6	H7	H8	H9	H10	H11	H12
	H13	H14	H15	H16	H17	H18	H19	H20	H21	H22	H23

0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	116.1	130.1
	0	101.1	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	57.07	0	158.1	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	64.5	78.5
	0	49.5	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	15.83	0	106.5	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	33.41	44.46
	0	22.83	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	5.278	0	68.07	0
366	366	366	366	366	366	366	366	366	366
366	366	366	366	366	366	366	366	360.5	355.5
	366	365.5	366	366	366	366	366	366	366
	366	366	366	366	366	366	366	334	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	6.5	7
	0	6	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	3	0	8.5	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	15.6	14.5
	0	13.6	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	10	0	20.5	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	11.547	0
	12.1208	0	10.0421	0	0	0	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	7.37143	0
	15.1872	0	0	0	0	0	0	0	0
0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
	0	95	0	0	0	0	0	117	149
	0	0	0	0	0	35	0	0	0
	0	0	0	0	0	0	0	187	0

4
syncsafinalveg2.txt
Ecfe
Ah
Aarb
Asarb
10000000000000000000000000000000
01111111100111111111111111111111
000000000110101100010010
000101000000000100001100
1000
0100
0100
0100
0100
0001
0100
0100
0100
0001
0100
0100
0100
0010
0010
0100
0100
0010
0100
0100

0010
0100
0001
0010
0100
0100
0100
0100
0010
0100
0001
0100
0001
0100
0010
0100
SMW 1
Tue May 17 02:59:30 2005
129

Arquivo formatado da série filtrada com alfa 0,05

syncsafinalveg2.txt

23

t1	t2	t3	t4	t5	t6	t7	t8	t9	t10	t11	t12
	t13	t14	t15	t16	t17	t18	t19	t20	t21	t22	t23
2	2	3	3	3	2	1	1	1	1	1	1
1	1	3	1	1	1	1	1	1	1	1	1
0	0	99	88	98	0	0	0	0	0	0	0
0	0	99	0	0	0	0	0	0	0	0	0
3	3	22	26	22	4	2	2	2	2	2	2
2	2	18	3	2	2	2	2	2	2	2	2

24

a	b	c	d	e	f	g	h	I	j	k	l
	m	n	o	p	q	r	s	t	u	v	x
	Y										

34

1	1	1	2	1	2	1	1	1	1	1	1
2	1	2	3	1	1	1	2	2	2	2	1
0	0	0	0	0	0	0	0				

03022743350501000100010100004401000001000000001	69	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0				
03033448110500000100010000003001000100000000001	0	9	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0				
0302323214050000010000001000033010000000000000001	0	0	89	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0				
010330292105000001000000000002701000100000000000	0	0	0	84
0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0				
020187210503000101010000000003801000100000000000	0	0	0	9
0 0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0 0				

0202161807050100010001010000220100000001000101	0	0	0	0
69 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0102162621050001010000000000330100010000000000	0	0	0	0
0 54 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103732422020001010000000000990201010000000000	0	0	0	0
0 39 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103457911050100010001010000220100000000000001	0	0	0	0
0 0 84 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103642748010000010000000000440100000100000000	0	0	0	0
0 0 0 54 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103696628010000000000000000360100000000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 19 0 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103002667030001010000000000880200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 99 0 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103003767030000010000000000880200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 99 0	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103401843010100010000000000270100000001000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 14	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0202425822010000010000000000220100000000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	29	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103001552030000010000000000770200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	19	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0202636212050000010001000000240100000100000001	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	94	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0303651820050000010001000101400100000100000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	49	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103001721030000010000000000660200010000010000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	19	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103994176030100010000000000380100000001000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	89
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103005199030000010000000000660200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	9
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103893428030000010000000000510200010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	99
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
02025046120501000100010000004001000100000000101	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
54 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0103511812030000010000000000200100010000000001	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 89 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0203405816050100010000000000440100010000000000	0	0	0	0
0 0 0 0 0 0 0 0	0	0	0	0
0 0 84 0 0 0 0 0	0	0	0	0

```

01034517480100010100000000003301000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 9 0 0 0 0 0 0 0 0
01030013370300000100000000007302000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 99 0 0 0 0 0 0 0 0
01024968080501000100000100004601000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 89 0 0 0 0 0 0 0
01030037030501000100000100006601000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 9 0 0 0 0 0 0 0
01024174060501000100010000003001000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 94 0 0 0 0 0 0
01030011280300010100000000006602000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 29 0 0 0 0 0 0
02022725010501000100010100002201000001000000001 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 39 0 0 0 0 0
01030015280301000100000000004402000100000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 59 0 0 0 0 0
03022499210501000100010100000000000000000000000 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0 9

```

23

97Sep08

2

```

3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3
 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3 3
H1 H2 H3 H4 H5 H6 H7 H8 H9 H10 H11 H12
  H13 H14 H15 H16 H17 H18 H19 H20 H21 H22 H23

```

hidro05.txt

```

1011 841 598 496 713 808
793 611 612 613 602 252 238
 619 267 480 484 594 763
 820 567 726 311 210
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 1.75 0 0 9.25 16.25
 0 0 0 0 30.25 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 1.5 0 0 14 28
 0 0 0 0 0 0 0 0
0 0 0 0 0 0 0 56 0 0
0 0 0 0 0 0 0 67 81
 0 52 0 0 0 0 0 0 0
 0 0 0 0 8 109 0 0
0 0 0 0 0 0 0 42.75 56.75

```

	0		27.75		0		0		0		0
	0		0		0		0		84.75		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		65		79
	0		50		0		0		0		0
	0		0		0		6		107		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		69		83
	0		54		0		0		0		0
	0		0		0		10		111		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		10.75		23.25
	0		1.25		0		0		0		0
	0		0		0		0		51.25		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		33.5		47.5
	0		18.5		0		0		0		0
	0		0		0		0		75.5		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		1		11.75
	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		39.75		0
0	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		0		0
	0		0		0		0		0		0
0	0	41		206.5		308.5		105		57.5	
65	193.5		192.5		191.5		202.5		552.5		566.5
	185.5		537.5		324.5		320.5		210.5		80
	51.5		237.5		98.5		493.5		594.5		
0		30.67		189.7		291.7		94.67		47.17	
54.67	176.7		175.7		174.7		185.7		535.7		549.7
	168.7		520.7		307.7		303.7		193.7		69.67
	41.17		220.7		88.17		476.7		577.7		
0		13.29		128.9		210.8		55.29		22.71	
27	118.7		117.9		117.1		125.8		444.1		458.1
	112.4		429.1		224.1		220.7		132.3		36.5
	19.29		155.9		49.71		385.1		486.1		
0		3.1		30.15		49.45		12.9		5.3	
6.3	27.7		27.52		27.33		29.35		162.4		176.4
	26.23		147.6		52.83		51.97		31.02		8.517
	4.5		36.97		11.6		109.5		204.4		
0		1.033		10.05		19.91		4.3		1.767	
2.1	9.233		9.172		9.111		9.783		94.3		103.2
	8.744		86.38		21.93		21.42		10.34		2.839
	1.5		12.56		3.867		63.87		123.8		
366		366		366		366		366		366	
366	366		366		366		366		358		356
	366		359.5		366		366		366		366
	366		366		366		365		337		
0		0.5		1		2		0		0	
0	1		1		1		1		8		10
	1		7		2		2		1		0
	0.5		1		0		7		10.5		
0		4		9		10.5		8		7	
8	8		8		8		8		14.9		17.2
	8		14.4		11		11		9		8
	4		9		8		11		19.2		
3		4		4.28571		5.41176		7		5	
5	5		5		5		4.28571		12.2912		12.901

	4.8	11.828	5.33333	5.04762	4.25	5
	4	4	7	8.87069	53.7929	
1	1	2	7	17	1	1
	5	5	5	7	182	202
	5	157	21	21	8	1
	2	11	1	116	227	

4

syncsafinalveg2.txt

Ecfe

Ah

Aarb

Asarb

10000000000000000000000000

01111111100111111111111111

000000000110101100010010

000101000000000100001100

1000

0100

0100

0100

0001

0100

0100

0001

0100

0100

0100

0010

0010

0100

0100

0010

0100

0100

0010

0100

0001

0010

0100

0100

0100

0100

0010

0100

0001

0100

0001

0100

0010

0100

SMW 1

Tue May 17 04:28:55 2005

129