

ISSN 2359-1919
Vol. 11 - n. 1 - (jan./jun. 2014)

Regga

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTION DEL AGUA DE AMERICA LATINA



EDITORES EXECUTIVOS

Editor-Chefe: Carlos Eduardo Morelli Tucci (rhamaca@gmail.com)

Editor Executivo: André Schardong (andreschardong@gmail.com)

EDITORES ASSOCIADOS

Guilherme Fernandes Marques (IPH-UFRGS – guilherme.marques@ufrgs.br)

Marcos Aurélio Vasconcelos Freitas (COPPE/UFRJ – mfreitas@ivig.coppe.ufrj.br)

Secretário Executivo:

Adilson Pinheiro (pinheiro.diretoria@abrh.org.br)

REVISORES

Adilson Pinheiro
Adolfo Villanueva
Alexandre Beluco
Álvaro José Back
Ana Luiza de Oliveira Borges
André Schardong
Antonio Pereira Magalhães Junior
Daniela de Souza Kyrillos
Ester Loitzenbauer
Flávio Gonçalves Oliveira
Francisco Rossarolla Forgiarini

Gilberto Loguércio Collares
Guilherme Fernandes Marques
Heloise Garcia Knapik
Jorge Pilar
Juliano Rodrigues Gimenez
Leandro Guimarães Bais Martins
Liliana Pena Naval
Marcelo Bento da Silva
Márcia Maria Lara Pinto Coelho
Márcia Maria Rios Ribeiro
Marllus Gustavo F. Passos das Neves

Noemia Bohn
Paolo Alfredini
Rodrigo Lilla Manzione
Rosa Maria Formiga Johnsson
Rosane Barbosa Lopes Cavalcante
Telma Cristina Silva Teixeira
Teodorico Alves Sobrinho
Tiago Finkler Ferreira
Tirzah Moreira Melo
Vitor Emanuel Quevedo Tavares
Walter Collischonn

ENDEREÇO PARA CORRESPONDÊNCIA

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
Fone: (51) 3493-2233 / 3308-6652
Fax: (51) 3493 2233
E-mail: rega@abrh.org.br

IMPRESSÃO

Editora Evangraf
Rua Waldomiro Schapke, 77 – Porto Alegre, RS
Fone (51) 3336-0422

CAPA / PLANEJAMENTO GRÁFICO / EDITORAÇÃO
Carla M. Luzzatto e Fernando Piccinini Schmitt

Rega / Associação Brasileira de Recursos Hídricos. – Vol. 11,
no. 1 (jan./jun. 2014) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2009 –
v.

Semestral
ISSN 2359-1919

1. Recursos hídricos. I. Associação Brasileira de Recursos Hídricos.

CDU 556.18

PUBLICAÇÃO SEMESTRAL

Pede-se permuta . We demand exchange. Se pide permuta.

Rega

Rega é uma revista proposta pelo GWP Global Water Partnership da América do Sul e conta com a parceria de várias entidades nacionais e regionais na área de recursos hídricos, entre elas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, RedeCap-Net Argentina, APRH - Associação Paraguaia de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, Organização dos Estados Americanos e RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

Os objetivos da revista são de divulgar o conhecimento adquirido nas Américas sobre a Gestão Integrada de Recursos Hídricos. Considera-se importante a troca de informações entre os diferentes atores na área de recursos hídricos: técnicos, decisores de governo e instituições privadas, membros de comitê e agências de bacias, usuários de águas, etc.

Os principais aspectos enfatizados são os seguintes: - resultados comparativos e experiências sobre políticas públicas em recursos hídricos; - estudos sobre a cadeia produtiva dos diferentes setores de recursos hídricos; - gerenciamento integrado dos recursos hídricos dentro de uma visão interdisciplinar; - aspectos institucionais e de gestão de recursos hídricos e meio ambiente; - setores usuários da água e impactos sobre a sociedade.

Rega es una revista propuesta por la GWP-Global Water Partnership de América del Sur, y cuenta con el apoyo de varias entidades nacionales y regionales en el área de recursos hídricos, entre ellas: CEPAL, BID, Banco Mundial, ABRH - Associação Brasileira de Recursos Hídricos, IARH - Instituto Argentino de Recursos Hídricos, Red Cap-Net Argentina, APRH - Asociación Paraguaya de Recursos Hídricos, Sociedade Brasileira de Limnologia, Organización de las Naciones Unidas para la Educación, la Ciencia y la Cultura, Organización de los Estados Americanos y RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

El objetivo de la revista es divulgar el conocimiento adquirido en las Américas sobre la Gestión Integrada de Recursos Hídricos. Se considera importante el intercambio de información entre los diferentes actores en el área de Recursos Hídricos: técnicos, tomadores de decisiones del gobierno y de instituciones privadas, miembros de comités y agencias de cuenca, usuarios de recursos hídricos, etc.

Los principales aspectos enfatizados son los siguientes: - resultados comparativos y experiencias sobre políticas públicas en recursos hídricos; - influencia económica de los recursos hídricos sobre las cadenas productivas; - gestión y gerenciamento integrado de recursos hídricos dentro de una visión interdisciplinaria; - aspectos institucionales y de gestión de recursos hídricos y medio ambiente; - sectores usuarios del agua e impactos sobre la sociedad.



The World Bank Group



Instituto Argentino de Recursos Hídricos



BID
Banco Interamericano de Desarrollo



Sociedade Brasileira de Limnologia



Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata



Consejo de Salubridad and Technology

Regga

REVISTA DE GESTÃO DE ÁGUA
DA AMÉRICA LATINA
REVISTA DE GESTIÓN DEL AGUA
DE AMERICA LATINA

Vol.11 - N.1 - Jan./Jun. 2014

Avaliação ambiental para restauração
hidrológica e fluvial em áreas degradadas
por atividades de mineração / 5

*Priscilla Moura, Adriana Cardoso,
Ana Clara Santos e Márcio Baptista*

Uso de modelo hidrossedimentológico
para simulação de cenários de uso da terra
na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina / 21

*Éverton Blainski, Denilson Dortzbach,
Ana Paula Esnidei Pereira
e Morgana Giovanella de Farias*

Governança da água subterrânea
no Estado do Rio Grande do Sul / 33

*Noemia Bohn, Willian Jucelio Goetten
e Alberto Pessati Primo*

Diretrizes para a elaboração e execução
de programas de monitoramento da qualidade
da água em pequenos reservatórios hidrelétricos / 45

*Daniela Maimoni Figueiredo
Rúbia Cruz-Fantin*

A operacionalidade do modelo multicritério
de avaliação de alternativas no plano da bacia
hidrográfica do Rio dos Sinos, RS, Brasil / 59

*Helena Barreto Matzenauer
Wilian Correa Marques
Eduardo Kirinus*

O papel das primeiras usinas hidrelétricas
na urbanização do estado de São Paulo / 75

*Débora Marques de Almeida Nogueira Mortati
André Munhoz de Argollo Ferrão*

Flood control and energy production
on the Brazilian hydrothermal system / 89

*Renato Carlos Zambon,
Mario Thadeu Leme de Barros, Maira Gimenes,
Pedro Ludovico Bozzini e William W-G. Yeh*

Avaliação ambiental para restauração hidrológica e fluvial em áreas degradadas por atividades de mineração

Submissão: 16/04/14

Revisão: 01/06/14

Aprovação: 09/12/14

Priscilla Moura, Adriana Cardoso, Ana Clara Santos e Márcio Baptista

RESUMO: As atividades de mineração, fundamentais no atual contexto econômico brasileiro, provocam impactos ambientais significativos não só durante a exploração mas também após a cessação das atividades, deixando áreas extremamente degradadas tendo em vista as significativas alterações morfológicas, ecológicas e hidrológicas introduzidas, frequentemente com características de irreversibilidade. Para a restauração das áreas degradadas, em sintonia com a legislação ambiental vigente, o estabelecimento de ferramentas e procedimentos de análise que possibilitem identificar o estado de degradação e avaliar alternativas de restauração parece oportuno, à luz do caráter interdisciplinar da questão. O presente artigo apresenta uma metodologia destinada a subsidiar a concepção de alternativas para restauração hidrológica e fluvial das áreas degradadas por atividades minerárias. Assim, com base no diagnóstico do estado de degradação dos cursos de água e do seu potencial de restauração, podem ser estabelecidos cenários de restauração fluvial e reabilitação morfológica e ecológica da área degradada. Em seguida, realiza-se a avaliação hidrológica por meio da comparação da situação inicial da área com as alternativas delimitadas com o uso de indicadores de quantidade, qualidade e regime. A metodologia proposta foi aplicada a uma área minerada localizada no quadrilátero ferrífero em Minas Gerais, tendo se mostrado pertinente e com potencial para aplicação em outros locais degradados.

PALAVRAS CHAVE: restauração fluvial, avaliação de impactos ambientais, restauração de áreas degradadas, mineração

ABSTRACT: Mining activities, essential in the current Brazilian economic context, cause significant environmental impacts not only during the exploitation phase but also after the activities cease, leaving extremely degraded areas with major, often irreversible morphological, ecological and hydrological changes introduced. It appears appropriate to establish tools and analysis procedures that allow the identification of the state of degradation and assessing alternatives for restoration, seeing that it is interdisciplinary.

This article presents a methodology designed to support the development of alternatives for hydrological and fluvial restoration of areas altered by mining activities. Thus, based on the assessment of the degradation of watercourses and on their potential for restoration, river restoration scenarios can be established, leading to morphological and ecological rehabilitation of the degraded area. Then a hydrological evaluation employing indicators of quantity, quality and regime is performed, comparing the initial situation of the area with the alternatives outlined. The proposed methodology, was applied to a mining area located in Minas Gerais, and was shown to be pertinent and with potential for use in other disturbed areas.

KEY WORDS: fluvial restoration, evaluation of environmental impacts, restoration of degraded areas, mining

INTRODUÇÃO

As atividades de mineração são, historicamente, essenciais nos processos produtivos industriais. No atual contexto brasileiro, com acentuada concentração da exportação na forma de commodities, constata-se a grande, e ainda crescente, importância do setor. De fato, ao setor correspondem cerca de 20% das exportações brasileiras, sendo responsável por mais de 50% do saldo da balança comercial (DNPM, 2013).

A exploração das lavras, notadamente na forma de minas a céu aberto, provoca impactos ambien-

tais significativos não só durante sua operação mas também após a cessação das atividades, deixando áreas extremamente degradadas, tendo em vista as significativas alterações morfológicas, ecológicas e hidrológicas inerentes aos processos de extração e beneficiamento dos minérios.

Segundo Bitar (1997), os principais impactos ambientais consistem em: (i) supressão da vegetação; (ii) reconfiguração de superfícies topográficas; (iii) impacto visual; (iii) aceleração de processos erosivos e assoreamento de cursos d'água; (iv) indução de escorregamentos; (v) modificação de cursos d'água;

(vi) aumento da turbidez e da quantidade de resíduos sólidos em suspensão em corpos receptores; (vii) interceptação do lençol freático e mudanças na dinâmica de movimentação das águas subterrâneas; (viii) inundações a jusante e (ix) aumento da emissão de gases e partículas em suspensão no ar.

Do ponto de vista específico dos recursos hídricos, salienta-se que as vastas alterações topográficas implicam, em alguns casos, em mudanças na própria configuração das bacias hidrográficas; a perturbação dos processos sedimentológicos, com a movimentação de finos e a posterior acumulação em barragens de rejeito eventualmente implantadas – ou nos próprios cursos de água a jusante – permitem discernir alterações em termos de quantidade, qualidade e regime.

Ao término das atividades de exploração mineral, as áreas degradadas devem, em obediência ao explicitado diretamente na própria Constituição Brasileira (BRASIL, 1988), ser reabilitadas, buscando uma condição de equilíbrio ambiental. Entretanto, as degradações citadas frequentemente apresentam características de irreversibilidade, impossibilitando o retorno das áreas degradadas à sua situação original, tornando factíveis, apenas, medidas de mitigação e remediação dos danos. Sua restauração, ou reabilitação, consistiria, portanto, em deixar a área em condições de equilíbrio ambiental, possibilitando o desenvolvimento de novos ecossistemas.

Apesar de todas as leis e normas ambientais existentes, em sintonia com o princípio constitucional, muitas vezes a restauração não é realizada e as áreas continuam impactando o meio ambiente. Nas áreas abandonadas a degradação se acentua, podendo vir a assumir intensidades e magnitudes significativas (BITAR, 1997).

A legislação ambiental exige que se apresente um Plano de Recuperação de Áreas Degradadas – PRAD – (Decreto nº 97.632, de 10 de abril de 1989) e um Plano de Fechamento de Mina (Portaria nº 237, de 18/10/2001, alterada pela Portaria nº 12, de 22/01/2002). O preceito legal estabelece que o PRAD deva considerar soluções técnicas adequadas e abrangentes para uso futuro (IBRAM, 1992; DNPM, 2000).

Entretanto, apesar do caráter multidisciplinar e diversificado do problema, o que se observa, segundo Lima et al. (2006), é a ausência de abordagem sistêmica em grande parte dos PRADs. A restauração das áreas, quando ocorre, consiste sobretudo na adoção de medidas restritas à revegetação, com a finalidade de atenuar apenas o impacto da paisagem degradada (BITAR, 1997). Ainda segundo este autor, medidas geotécnicas e de remediação – quando existem contaminantes na área – eventualmente adotadas, não consideram a restauração dos recursos hídricos e dos corpos de água especificamente.

Neste contexto insere-se o presente trabalho, que tem por objetivo propor uma metodologia de análise para subsidiar a proposição de medidas – e sua posterior avaliação – para restauração hidrológica e fluvial em áreas degradadas por atividades de mineração.

METODOLOGIA PROPOSTA

A metodologia proposta fundamenta-se em quatro etapas distintas, conforme pode ser visto no fluxograma apresentado na Figura 1.

De forma sucinta, a primeira etapa, correspondente ao diagnóstico, à *avaliação do estado de degradação* dos cursos de água da área em análise, consistindo em

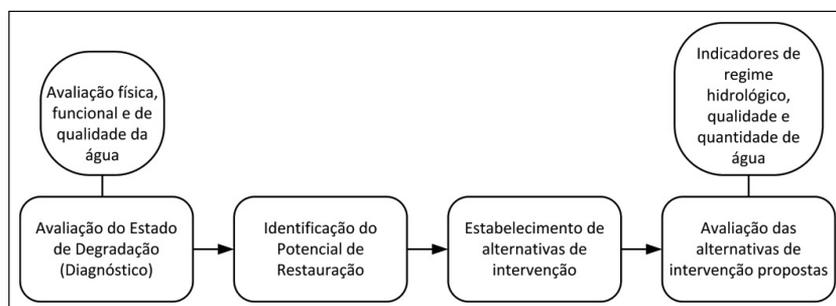


FIGURA 1. Fluxograma da metodologia proposta.

uma *avaliação física*, à luz de aspectos morfológicos do leito e margens dos mesmos; na sua *avaliação funcional*, fundada em aspectos de estabilidade e de transporte sólido e, finalmente em uma *avaliação da qualidade de águas*, baseada em percepções qualitativas de aspecto e odor.

Segue-se a etapa de *identificação do potencial de restauração*, levando em consideração, além do estado de degradação dos cursos de água constante do diagnóstico, a localização dos trechos dos corpos hídricos na bacia hidrográfica, sua sensibilidade e resiliência frente a distúrbios externos.

Os dados relativos aos cursos de água assim levantados, agregados ao grande volume de informações relativas aos demais aspectos intervenientes na área degradada, possibilitam o *estabelecimento de alternativas de intervenção*, realizado por uma equipe multidisciplinar à luz da complexidade do problema, dentro da perspectiva de sua inserção – forçosamente –, em um projeto abrangente de restauração da área degradada, incluindo os pontos de vista geotécnico e ecológico.

Finalmente, é realizada a *avaliação das alternativas*, por meio de indicadores de quantidade, qualidade e regime, comparando-se o estado atual e os cenários estudados para restauração da área com uma situação de referência, quando a área ainda não apresentava alterações antrópicas significativas.

Descrem-se, nos próximos itens do presente documento, as diferentes etapas metodológicas propostas, ilustrando-se sua aplicação em um estudo relativo a uma área fortemente degradada localizada no Quadrilátero Ferrífero de Minas Gerais.

AVALIAÇÃO DO ESTADO DE DEGRADAÇÃO DO SISTEMA FLUVIAL

O diagnóstico do estado de degradação dos cursos de água é realizado com base em metodologia proposta por Cardoso e Baptista (2009), fundada em estudos de Brierley et al. (2002), na Austrália, e no sistema SEQphy, desenvolvido para avaliação da qualidade de rios na França para atendimento à Diretiva Européia da Água (OUDIN, 2001; REBILLARD, 2001). Deve-se salientar que as avaliações previstas pressupõem um julgamento bastante criterioso por parte do responsável pela análise, uma vez que optou-se por uma avaliação qualitativa expedita, tendo em vista as dificuldades inerentes à quantificação de determinados parâmetros e à subjetividade de enquadramento do estado de degradação dos trechos

em função de valores assim obtidos. Evidentemente se dados quantitativos estiverem disponíveis (e.g. monitoramento de qualidade de água), eles deverão ser integrados na análise.

O primeiro passo da sistemática de análise corresponde à identificação de trechos homogêneos do curso de água em estudo. Nesta etapa torna-se necessária uma primeira escolha, uma vez que a divisão pode ser feita levando-se em consideração aspectos distintos, compatíveis com o nível de detalhamento do estudo e com os objetivos da intervenção. Gregory (2002) sugere a divisão dos trechos a serem estudados em segmentos de características similares. Kellerhals et al. (1976 *apud* Gregory; Chin, 2002), propõem que trechos homogêneos são aqueles em que as condições hidrológicas, geológicas bem como as da superfície da bacia apresentam-se suficientemente uniformes, resultando em um canal com características morfológicas homogêneas. Cardoso e Baptista (2011), propõem a subdivisão levando em consideração, além dos objetivos da intervenção e dos aspectos morfológicos, os tipos de material de revestimento e as condições de uso e ocupação do solo nas áreas adjacentes. Em suma, a divisão em segmentos homogêneos exige uma análise criteriosa, contemplando os aspectos julgados pertinentes, caso a caso, em sintonia com os objetivos da intervenção.

Após a divisão em trechos homogêneos, procede-se à sua avaliação física, funcional e de qualidade das águas, adotando-se uma lógica centrada na comparação entre duas condições de cada trecho em estudo: (i) *condição de referência*, definida como sendo a situação natural, pristina, ou próxima desta, anterior às atividades antrópicas intensivas na área; (ii) *condição atual*, posterior, portanto, às atividades de mineração.

Em sintonia com a abordagem qualitativa proposta, a análise deve ser realizada por meio de uma escala de intensidade de perturbação em cinco níveis, onde o nível de alteração de cada um dos aspectos listados em relação à sua condição natural é avaliado individualmente, de acordo com a sua magnitude. Em seguida, procede-se à integração de todos os aspectos analisados, definindo o nível de degradação global do trecho. Planilhas utilizadas para a avaliação são apresentadas na Figura 2.

A *avaliação física* de cada um dos trechos é realizada quanto aos aspectos morfológicos do leito menor, leito maior e margens do curso de água, além da análise dos revestimentos e características de ocupação eventualmente presentes. A integração

de todos os aspectos possibilita a definição do nível de degradação física.

Quanto à *avaliação funcional* devem ser analisados os aspectos relativos à erosão, assoreamento, presença de resíduos sólidos e estabilidade das áreas marginais, em relação a uma condição de equilíbrio e estabilidade. A avaliação conjunta desses aspectos permitirá a avaliação do grau de perturbação funcional do trecho.

Na *avaliação da qualidade de águas*, na ausência de dados físico-químicos e biológicos, deve ser realizada uma avaliação baseada apenas em percepções qualitativas de aspecto e odor, possibilitando o diagnóstico, ainda que grosseiro, da qualidade das águas.

A avaliação final do estado de *degradação global* de cada trecho deve ser efetuada por meio da agregação das avaliações finais das planilhas constantes da Figura 1, em sintonia com a lógica fundamentalmente qualitativa da metodologia proposta, com base na visão multidisciplinar criteriosa do analista, fundamental para a qualidade do diagnóstico.

DEFINIÇÃO DO POTENCIAL DE RESTAURAÇÃO

De posse da avaliação do estado de degradação dos cursos de água e das condições gerais da área em estudo, procede-se à análise do potencial de restauração dos trechos homogêneos, que servirá de base para nortear a indicação de alternativas de intervenção apropriadas.

Entende-se aqui como restauração o estabelecimento de melhores condições para ocorrência dos processos hidrológicos, geomorfológicos e ecológicos

em um curso de água degradado, com a substituição e/ou implantação de componentes do sistema natural danificado (WOHL et al., 2005). Neste contexto, o *Potencial de Restauração* refere-se à possibilidade de retorno do curso de água às suas condições naturais ou próximas a ela, de forma que, conforme previamente mencionado, possam ser restabelecidas condições favoráveis para ocorrência dos processos citados. Entende-se, assim, que o potencial de restauração está associado não somente à capacidade de ajuste *natural* do curso de água em relação a uma condição de referência, mas também à sua capacidade de ajuste *decorrente de intervenções antrópicas* com essa finalidade.

Dessa forma, conhecendo-se as características e o estado de degradação do trecho em análise, assim como as condições da bacia e do vale onde o curso de água se insere, podem ser vislumbradas as possíveis condições de evolução física e funcional do canal e previsto o seu potencial de restauração, conforme procura ilustrar a Figura 3.

De acordo com a Figura 3, podem ser identificados cinco estágios de evolução de um determinado curso de água, indo de uma condição intacta ou natural para uma condição degradada, passando pela escala de níveis de degradação considerados. Os estágios indicados pelos números 3 e 4 podem ser considerados “pontos de virada”, ou seja, representam condições a partir das quais o processo de degradação pode ser revertido. No primeiro caso, considera-se que a restauração do trecho do curso de água ainda seja possível; já no segundo, observa-se a criação de uma

		Alteração em relação à condição natural					
Avaliação dos aspectos físicos	Sinuosidade						
	Forma						
	Leito menor	Largura					
		Profundidade					
		Inclinação das margens					
		Declividade do leito					
		Revestimento do leito					
	Leito maior	Revestimento das margens					
		Largura					
		Profundidade					
		Inclinação das margens					
		Ocupação do leito					
	Regime de escoamento quando do levantamento de campo () torrencial () fluvial						
	Período em que o levantamento foi realizado () seco () chuvoso						
	Avaliação final:						
Revestimento do leito maior							
() Mata ciliar		() Gramíneas					
() Vegetação nativa		() Ausência de vegetação (solo exposto)					
() Vegetação alterada		() Área impermeável					

Avaliação dos aspectos funcionais	Aspectos funcionais/ estruturais		Grau de perturbação				
Avaliação dos aspectos funcionais	Área marginal esquerda	Erosão					
		Assoreamento					
		Estabilidade					
	Área marginal direita	Erosão					
		Assoreamento					
		Estabilidade					
Avaliação final (grau de perturbação)							

Aspectos de qualidade da água	Grau de perturbação				
Aspecto visual (turbidez, cor, etc)					
Cheiro					
Presença de esgotos					
Resíduos sólidos					
Avaliação final					

FIGURA 2. Planilhas para avaliação física, funcional e de qualidade das águas dos trechos.

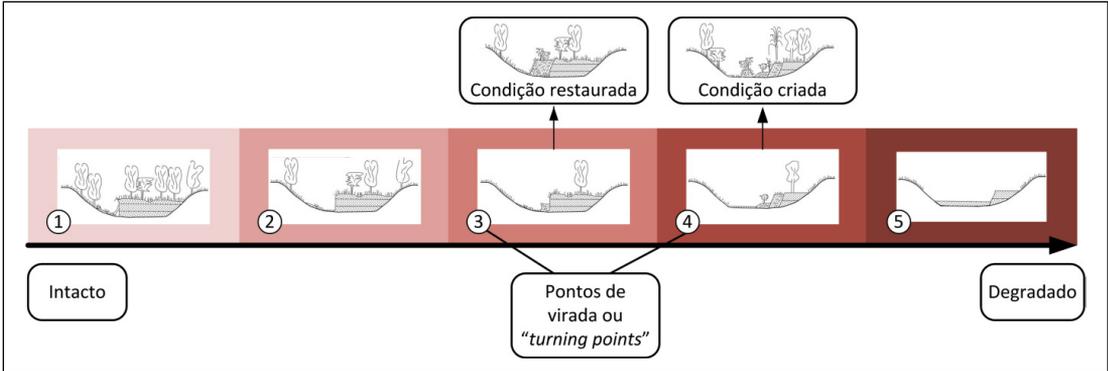


Figura 3. Associação entre estado de degradação e Potencial de Restauração de cursos de água, de acordo com sua provável evolução (adaptado de Brierley et al., 2002).

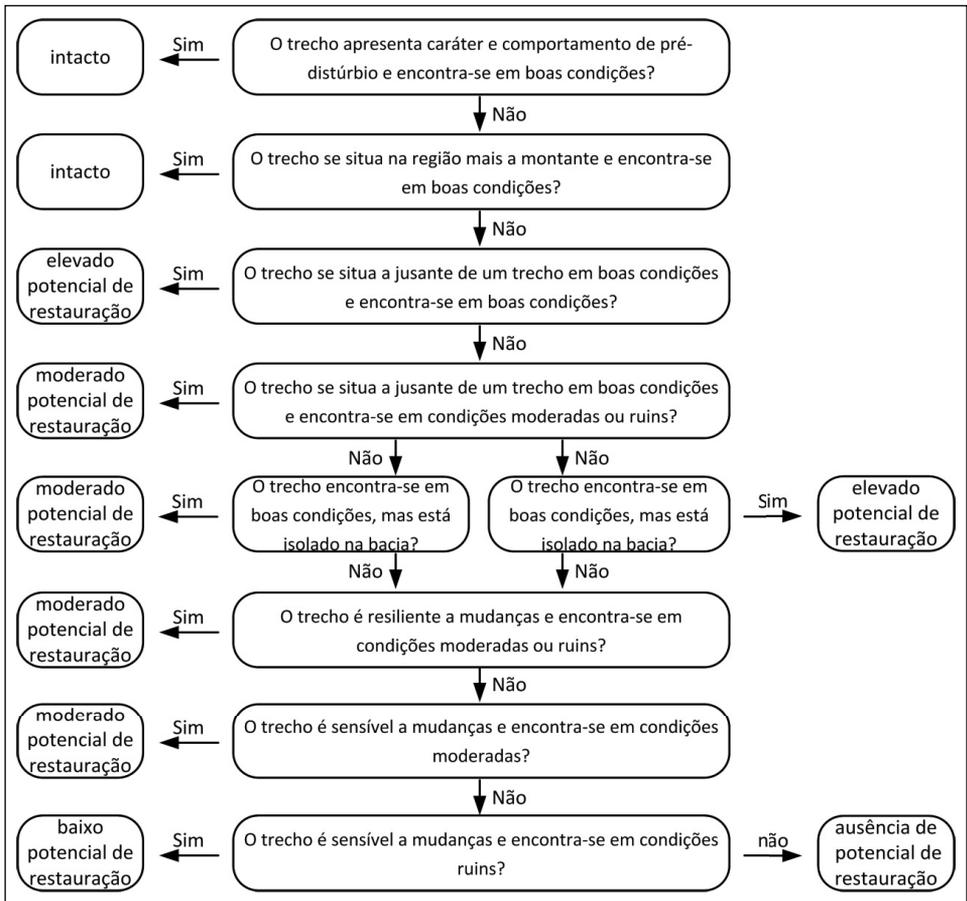


Figura 4 – Fluxograma para determinação do potencial de restauração de trechos de cursos de água (Adaptado de Brierley e Fryirs, 2008)

nova condição de estabilidade do canal diferente da condição intacta. Cabe ressaltar que caso nenhuma intervenção seja realizada, o prognóstico seria de contínua deterioração das características físicas e funcionais do trecho fluvial.

Tendo em vista o interesse de corroborar os prognósticos efetuados a partir da análise da tendência de evolução dos trechos em estudo com base, fundamentalmente, na sua condição de degradação, e melhor subsidiar a indicação de procedimentos para intervenções, procede-se a uma análise mais acurada onde são incorporadas o posicionamento dos trechos na bacia hidrográfica e a sua sensibilidade ou resiliência frente a distúrbios externos. Nesse sentido, foi empregada parte da sistemática proposta pelo *River Styles Framework* (BRIERLEY; FRYIRS, 2008), que adota a seqüência de análise indicada no fluxograma da Figura 4 para proceder à avaliação de cada trecho.

Assim, o Potencial de Restauração do trecho pode ser enquadrado em uma escala de quatro níveis: *Elevado, Moderado, Baixo e Ausente*. Os trechos intactos, evidentemente, não carecem de medidas de restauração.

PROPOSIÇÃO DE INTERVENÇÕES

A definição das intervenções consiste em indicar medidas e soluções que estejam de acordo com as condições locais da bacia, com o estado de degradação do curso de água e com o potencial de restauração, de forma que haja uma minimização dos impactos negativos da atividade de extração mineral, através da intervenção proposta.

Segundo Cardoso e Baptista (2009), pode-se presumir, de forma geral, que quanto menor o estado de degradação do canal, maior o seu potencial de restauração e, conseqüentemente, maior a possibilidade de adoção de técnicas ambientalmente mais integradas para a sua restauração. Da mesma forma, cursos de água em estado de degradação elevado sinalizam

para a adoção de técnicas tradicionais, à luz do seu baixo potencial de restauração. Estas premissas são ilustradas na Figura 5, devendo manter-se em mente o posicionamento relativo do trecho em análise e a compatibilização da solução com os trechos a montante e a jusante.

Ressalte-se, finalmente, que as intervenções específicas nos sistemas fluviais devem se inserir, forçosamente, no projeto global de restauração da área degradada, envolvendo também ações morfológicas e ecológicas.

AVALIAÇÃO DAS INTERVENÇÕES DENTRO DA PERSPECTIVA DE RECURSOS HÍDRICOS

As diferentes alternativas de intervenções propostas deverão, em seguida, ser analisadas dentro da perspectiva de recursos hídricos, de acordo com critérios de quantidade, qualidade e regime, em consonância com os princípios estabelecidos na Lei 9433/97.

Assim, a avaliação das alternativas deverá ser realizada em três etapas, descritas a seguir, com base nos cenários correspondentes a cada uma das alternativas propostas.

Avaliação de regime hidrológico

Para a quantificação dos impactos no regime hidrológico dois cenários de uso do solo devem ser estudados:

- ▣ condição de referência, já definida anteriormente como sendo uma situação natural ou próxima desta, anterior às atividades antrópicas intensas na área;
- ▣ cenário futuro, considerando as diferentes intervenções previstas na área de drenagem, em cada alternativa.

A avaliação das alterações no regime será efetuada pela comparação da vazão de pico no exutório da



FIGURA 5. Associação entre estado de degradação, potencial de restauração e alternativas de intervenção a serem adotadas (Cardoso; Baptista, 2009).

bacia, associada a cada trecho, na situação natural e na situação futura. Assim, para os dois cenários devem ser realizados estudos hidrológicos com a definição topológica e funcional das diversas sub-bacias de drenagem da área, com o uso das informações cartográficas e cadastrais disponíveis, complementadas por inspeções de campo. Para grande parte das bacias, dados de monitoramento não estão disponíveis, devendo os estudos hidrológicos ser efetuados, então, com o uso de modelos de transformação chuva-vazão.

Com base nos trabalhos de Castro (2007), propõe-se aqui um *Indicador de Regime* (I_{reg}) sendo que quanto mais próxima a vazão estiver da condição natural, melhor é o cenário:

$$I_{reg} = \frac{2xQ_{pico.alt}}{(Q_{pico.nat} + Q_{pico.alt})} \quad (1)$$

onde: I_{reg} Indicador de Regime; que assume valor unitário na condição ideal;

$Q_{pico.alt}$: vazão de pico na situação alterada; $Q_{pico.nat}$: vazão de pico na situação natural.

Avaliação de Quantidade

Da mesma forma, a avaliação das intervenções propostas em termos de quantidade de água, é realizada pela comparação entre a condição de referência

dos trechos e os cenários correspondentes às diferentes alternativas de intervenção. Tal avaliação será efetuada a partir da comparação das alterações, em relação à situação de referência segundo quatro aspectos:

Sinuosidade, relacionada à propagação do escoamento no curso de água, tendo influência no hidrograma gerado no trecho;

Revestimento do canal e margens do curso de água, com sua influência na permeabilidade, na maior ou menor conexão entre os escoamentos superficial e subsuperficial;

Uso do solo da bacia de drenagem, sobretudo a presença de vegetação na bacia de drenagem, com sua influência direta no hidrograma por meio da geração do escoamento superficial.

Presença de barramentos no trecho, favorecendo a regularização de vazões, afastando-se, portanto, do comportamento natural do curso de água.

A planilha mostrada à esquerda na Figura 6 deve ser utilizada para a avaliação de quantidade, segundo cinco níveis de alteração. Para a avaliação final deste quesito, integram-se, qualitativamente, todos os aspectos considerados, mais uma vez à luz do discernimento do analista.

Avaliação de qualidade

A avaliação das alternativas de intervenção em termos de qualidade é baseada em três aspectos: a

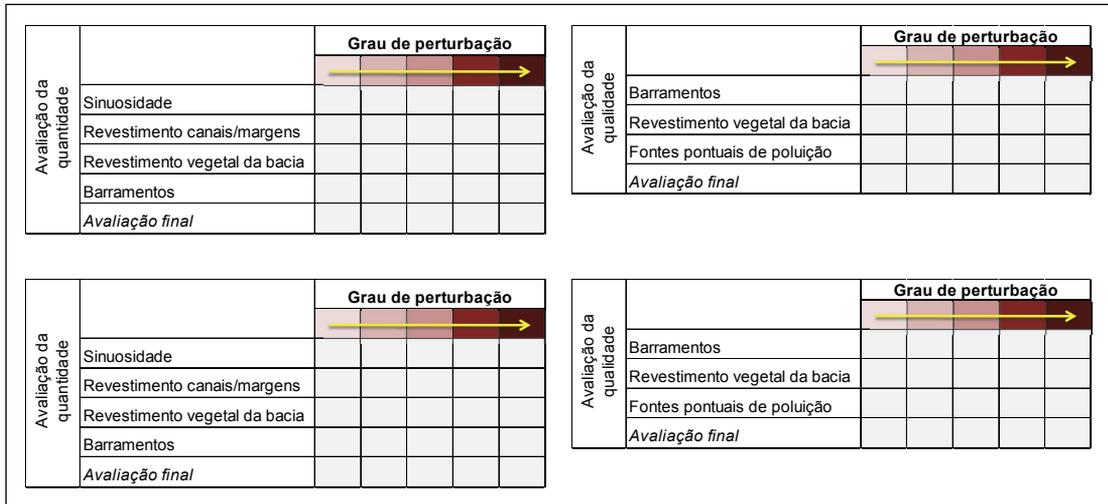


FIGURA 6. Planilha de avaliação do aspecto de quantidade (esquerda) e de qualidade (direita) das alternativas propostas.

presença de barramentos, a presença de vegetação na área de drenagem e o tratamento de fontes pontuais de poluição.

Com relação aos barramentos, estes *a priori* propiciam uma melhora na qualidade da água dos trechos de jusante, pois levam à sedimentação do material em suspensão, fortemente presentes em áreas mineradas, responsável pelo carreamento da maior parte dos poluentes.

A presença de vegetação na área de drenagem também é um fator positivo pois a vegetação desempenha uma importante função de proteção contra erosão, evitando o lixiviamento das superfícies, contribuindo, assim de forma significativa para a melhoria da qualidade da água.

Finalmente, o tratamento das fontes pontuais de poluição, tais como o retaludamento e drenagem adequada de pilhas de estéréis, atenuam a degradação da qualidade da água.

A avaliação do conjunto destes aspectos deve ser realizada por meio da planilha mostrada à direita na Figura 6. Como para as demais avaliações efetuadas, esta deverá situar-se em cinco níveis de alteração,

obtendo-se a avaliação final pela agregação dos aspectos considerados.

Finalmente, com base na análise integrada das avaliações das alternativas de intervenção em termos de regime, quantidade e qualidade, pode-se apreciar a adequação das alternativas propostas.

ESTUDO DE CASO

O estudo apresentado a seguir foi desenvolvido no quadro do atendimento de uma demanda do Ministério Público Estadual para recuperação de uma área de mineração, reativada atualmente para a extração de minério dos rejeitos acumulados durante a exploração anterior. Para tanto foi montada uma equipe multidisciplinar composta de biólogos, geólogos e engenheiros da Universidade Federal de Minas Gerais e da Universidade Federal de Ouro Preto. O desenvolvimento metodológico proposto foi elaborado no contexto deste estudo.

A área localizada em questão está localizada a aproximadamente 55 km do centro da cidade de Belo Horizonte, no município de Brumadinho, na bacia do córrego do córrego Quéias, afluente do ribeirão



FIGURA 7. Condições da Bacia do Quéias (Santos, 2010).

Serra Azul, importante manancial de abastecimento de água da região metropolitana.

Grande parte da bacia do córrego Quéias apresenta-se bastante degradada e longe de uma situação de equilíbrio, como pode ser observado na Figura 7. Podem ser apontadas como principais fatores de degradação, a alteração significativa na topografia e a remoção da cobertura vegetal em grande parte da bacia. Não foi realizado reflorestamento após o término das atividades de lavra, deixando-se o solo exposto por um longo período, levando à ocorrência de processos erosivos em larga escala nas áreas de topografia mais acidentada, incluindo os cursos de água de maior declividade. Associado aos processos erosivos observa-se a sedimentação de um grande volume de finos à jusante, nos trechos de menor declividade dos cursos de água.

Avaliação do estado de degradação do sistema fluvial

Conforme descrito anteriormente, a avaliação do estado de degradação do sistema fluvial se deu por meio da aplicação da metodologia proposta por Cardoso e Baptista (2009).

Inicialmente foi feita a delimitação dos trechos homogêneos, levando-se em consideração as condições físicas e funcionais dos cursos d'água, o uso do solo da

bacia e a presença de afluentes. Os dados necessários para sua delimitação foram levantados em visitas a campo e utilização da ferramenta Google Earth.

Em seguida à delimitação dos trechos homogêneos, a avaliação de cada um deles sob o ponto de vista físico, funcional e de qualidade das águas foi realizada com o uso das planilhas apresentadas na Figura 2. A condição de referência utilizada, obtida através de fotos aéreas datadas de 1965, refere-se a um período anterior às atividades minerárias, com parte da área natural e parte utilizada como pastagens.

O diagnóstico dos trechos homogêneos demonstrou que todos os trechos da área em estudo sofreram alterações. Certos trechos – 11 no total – foram suprimidos, com a implantação de desvios, diques e barragens. Do ponto de vista físico, a maior parte dos trechos apresentou importantes alterações de largura, profundidade, declividade, inclinação e revestimento nos leitos maior e menor. Com relação aos aspectos funcionais, todos os trechos apresentaram alterações no que diz respeito a assoreamento. A qualidade da água dos trechos analisados se mostrou satisfatória, tendo sido observadas alterações apenas referentes à turbidez. Na Figura 8, com fotografias de trechos típicos da bacia do Quéias, pode-se observar trechos em bom estado de conservação e outros com morfologia bastante alterada e presença de sedimentos.



FIGURA 8. Trechos típicos dos cursos d'água da bacia do Quéias.

O diagnóstico global dos trechos homogêneos da área em estudo é mostrado na Figura 9. Pode-se observar que a totalidade dos trechos apresenta alterações, sendo a maior parte deles com um nível de degradação elevado a muito elevado.

Definição do potencial de restauração

Utilizando-se a metodologia precedentemente descrita, sintetizada na Figura 4, foi realizada a definição do Potencial de Restauração de cada um dos trechos

em estudo. Os resultados podem ser observados na Figura 10.

Pode-se observar que dos 32 trechos analisados, todos sofreram interferência em seus estados em termos físicos, funcionais e de qualidade da água em relação a sua condição de referência, sendo que a maior parte dos trechos da área de estudo apresenta um potencial de restauração moderado a baixo e que somente dois trechos (3 e 4) possuem um potencial de restauração elevado.

		Nível do Estado de degradação							Nível do Estado de degradação				
		1	2	3	4	5			1	2	3	4	5
Trecho 1						X	Trecho 17						X
Trecho 2						X	Trecho 18					X	
Trecho 3		X					Trecho 19					X	
Trecho 4		X					Trecho 20						X
Trecho 5					X		Trecho 21						X
Trecho 6		X					Trecho 22				X		
Trecho 7		X					Trecho 23				X		
Trecho 8						X	Trecho 24		X				
Trecho 9		X					Trecho 25					X	
Trecho 10					X		Trecho 26					X	
Trecho 11					X		Trecho 27					X	
Trecho 12						X	Trecho 28					X	
Trecho 13						X	Trecho 29				X		
Trecho 14						X	Trecho 30		X				
Trecho 15						X	Trecho 31				X		
Trecho 16						X	Trecho 32				X		

FIGURA 9. Avaliação final do estado de degradação dos trechos homogêneos dos cursos de água da bacia do Quéias.

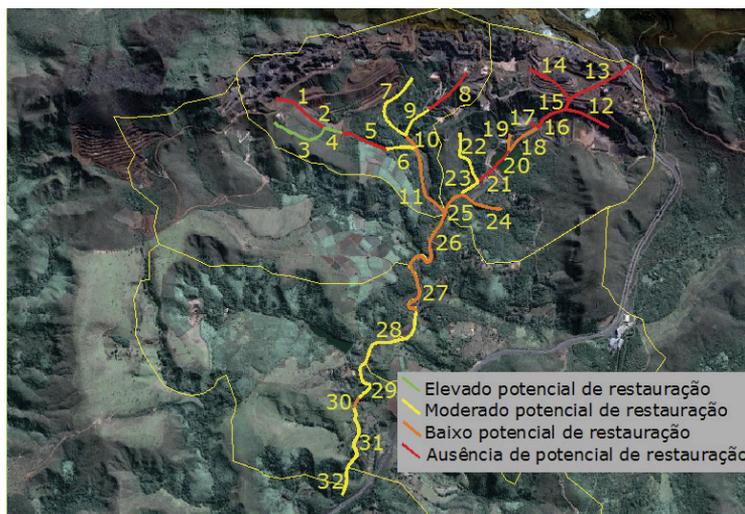


FIGURA 10. Potencial de restauração dos trechos homogêneos da bacia do Quéias.

Definição das intervenções

A fim de promover a melhoria das condições ambientais da área, um projeto de restauração foi proposto, abrangendo as seguintes vertentes:

- ☞ Geologia/Geotecnia: reconformação topográfica da bacia, com remanejamento dos taludes e controle dos processos erosivos;
- ☞ Botânica: restauração da biota da área degradada, reconstituição de matas ciliares e reinserção de espécies nativas;
- ☞ Hidráulica e hidrologia: favorecimento dos processos hidrológicos na bacia e restauração dos cursos de água.

Assim, no contexto do presente estudo, a compatibilização das medidas previstas no tocante aos aspectos geomorfológicos e botânicos com as fortes restrições quanto ao Potencial de Restauração de grande parte dos trechos fluviais estudados levaram à proposição de apenas uma alternativa global de intervenção, constituindo-se de ações gerais de restauração de todos os trechos, associadas a ações específicas para cada trecho. Busca-se, desta forma, alcançar a evolução para uma nova situação de equilíbrio.

As intervenções previstas comportam as seguintes atividades gerais, complementadas pelas ações específicas por tipologia de trecho:

- ☞ Retirada dos sedimentos depositados ao longo do leito maior dos cursos de água;
- ☞ Revegetação do leito maior;

- ☞ Nos trechos menos degradados, onde ainda existe calha definida, deve ser procedido o restabelecimento da calha fluvial menor, com sua reconformação correspondente à vazão dominante, associada ao Tempo de Retorno de dois anos;
- ☞ A reconformação destes trechos deverá ser acompanhada de revestimento com espécies vegetais ou enrocamento de pedras semi-arrumadas, em função do Potencial de Restauração específico de cada trecho e da magnitude da intervenção;
- ☞ Nos trechos mais degradados, onde o curso d'água foi suprimido, deve ser procedida a escavação e revestimento do leito fluvial menor dos cursos de água, com a sua conformação em forma trapezoidal correspondente à vazão dominante, associada também ao Tempo de Retorno de dois anos. Prevê-se seu revestimento em enrocamento de pedras semi-arrumadas.

A Figura 11 mostra o tipo de intervenção proposto para cada um dos trechos estudados.

Avaliação hidrológica das intervenções propostas

Conforme detalhado anteriormente, a avaliação hidrológica das intervenções compreende três aspectos: quantidade, qualidade e regime.

Para a avaliação em termos de regime, tendo em vista a ausência de monitoramento na área, foi

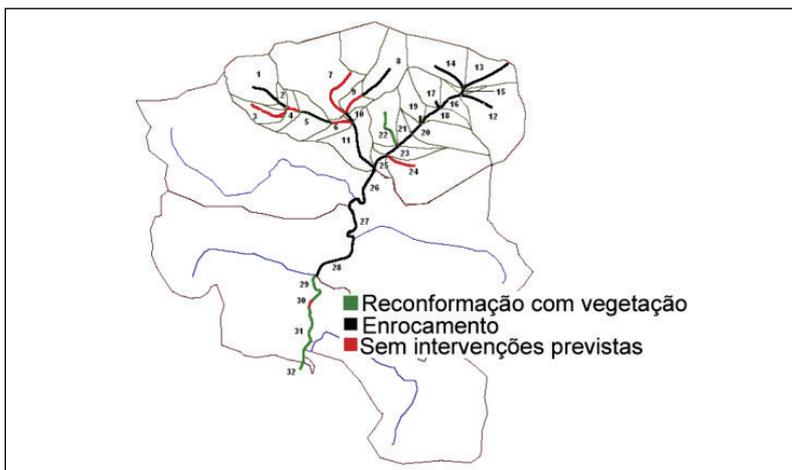


FIGURA 11. Tipos de intervenções propostas para os trechos homogêneos.

estabelecido um modelo hidrológico da bacia com o emprego de um modelo chuva-vazão distribuído, o software HEC-HMS, versão 3.4, do *U. S. Corps of Engineers* (USACE, 2009), cujas etapas de modelagem são descritas de forma sucinta a seguir.

Os dados obtidos, como informações cartográficas e cadastrais disponíveis e de acordo com as características passadas, atuais e previstas de uso do solo foram introduzidos no software, permitindo a obtenção de modelo composto das diversas sub-bacias e áreas de contribuição.

Foram construídos cenários de precipitações de projeto com uso da equação IDF para a Região Metropolitana de Belo Horizonte (GUIMARÃES PINHEIRO; NAGHETTINI, 1998). O Tempo de Retorno de 50 anos foi considerado para a observação do comportamento hidrológico da área quando da ocorrência eventos extremos.

A simulação hidrológica chuva-vazão e a propagação nos reservatórios e diques foi realizada para os diferentes cenários de ocupação e degradação da bacia. A definição dos hidrogramas e a transformação chuva-vazão foram realizadas utilizando o método proposto pelo *U.S. Soil Conservation Service*. A propagação nos reservatórios e diques foi realizada através do método Puls Modificado.

As vazões na saída de cada trecho foram comparadas para os dois cenários de ocupação, o de referência e o futuro. A Figura 12 mostra os valores do Indicador de Regime calculados comparando o cenário de referência com o cenário futuro, e o cenário de referência com a situação atual, lembrando que o valor unitário corresponde ao ideal.

Observa-se na Figura 12 que os valores do indicador de regime estão bastante próximos do valor uni-

tário, à exceção dos trechos 29 a 32, que na situação futura estão localizados à jusante de uma barragem, que amortece significativamente os picos de cheias. De forma geral, portanto, a situação projetada tende a restabelecer o ciclo hidrológico para uma condição similar à situação de referência, representando melhora significativa em relação à situação atual.

A avaliação das intervenções propostas no que concerne o aspecto de quantidade foi realizada comparando-se o grau de perturbação das intervenções com a situação de referência para cada trecho estudado, com uso da tabela mostrada na Figura 5. Os resultados desta avaliação são mostrados na Figura 13.

É importante ressaltar que para toda a área da bacia estão propostas intervenções que englobam a revegetação de toda a área, além de reconformação topográfica, incluídas as pilhas de estêreis. Pode-se observar na Figura 13 que a maior parte dos trechos tem uma avaliação em relação às intervenções propostas, com grau de perturbação de médio a moderado em relação à condição de referência. A sinuosidade dos trechos foi o quesito que se mostrou pior avaliado. Apenas o trecho 28 teve um grau de perturbação elevado, devido à manutenção de um barramento neste.

Em termos de qualidade, a metodologia proposta realiza a avaliação por meio dos aspectos presença de barramentos, revestimento vegetal da bacia e tratamento das fontes pontuais de poluição. É importante ressaltar que neste caso a presença de barramentos é um aspecto positivo, que propicia uma melhora na qualidade de água no trecho e à jusante deste, como é o caso do trecho 28 do córrego do Quéias. A avaliação dos trechos pode ser observada na Figura 14.

De forma geral a avaliação dos trechos no que tange à qualidade foi de boa, a muito boa, em fun-

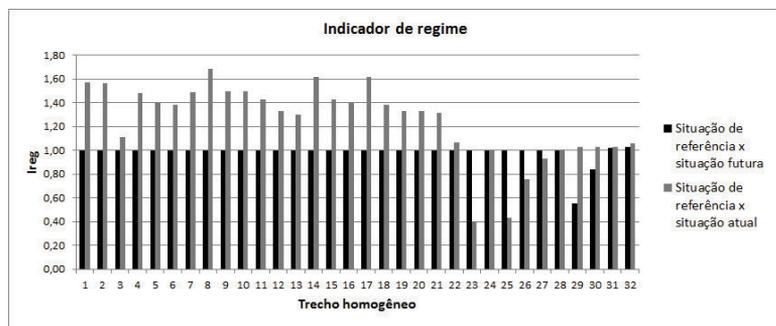


FIGURA 12. Valores do indicador de regime para cada um dos trechos homogêneos.

ção das intervenções propostas na área de drenagem como um todo.

Assim, a avaliação global das intervenções propostas permite identificar que elas tiveram um bom desempenho, principalmente se considerarmos que o potencial de restauração dos trechos era majoritariamente moderado.

CONCLUSÕES

No presente artigo propôs-se uma metodologia para avaliação do estado de degradação e do potencial de restauração dos cursos d'água afetados por atividades de mineração, subsidiando a proposição de alternativas de restauração dos mesmos, no bojo de uma ótica abrangente de intervenção. As alternativas são, em seguida, avaliadas quanto aos recursos hídricos por meio de um conjunto de indicadores.

A metodologia foi aplicada a um estudo de caso, constituído de 32 trechos fluviais. Apenas em sete trechos (22%) o estado de degradação do curso d'água foi considerado baixo, prescindindo, portanto de intervenção específica para restauração. Para outros cinco trechos (16%), foi considerado um médio Potencial de Restauração, possibilitando a indicação de intervenções leves, com a reconformação de taludes e revegetação. A maioria dos trechos (62%), entretanto, se encontra em avançado estado de degradação, com Potencial de Restauração baixo, sendo compatíveis apenas soluções tradicionais de Engenharia, tais como o enrocamento com pedras semi-arrumadas.

Com base no Potencial de Restauração foram definidas intervenções, em sintonia com as medidas geomorfológicas e botânicas previstas. Apesar do elevado grau de degradação da bacia, as alternativas estudadas apresentaram melhorias significativas em relação ao

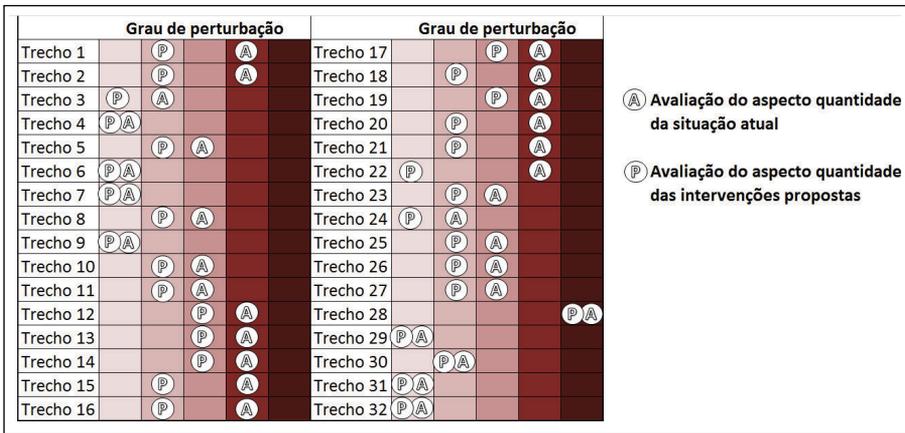


FIGURA 13. Avaliação do aspecto quantidade da situação atual e das intervenções propostas.

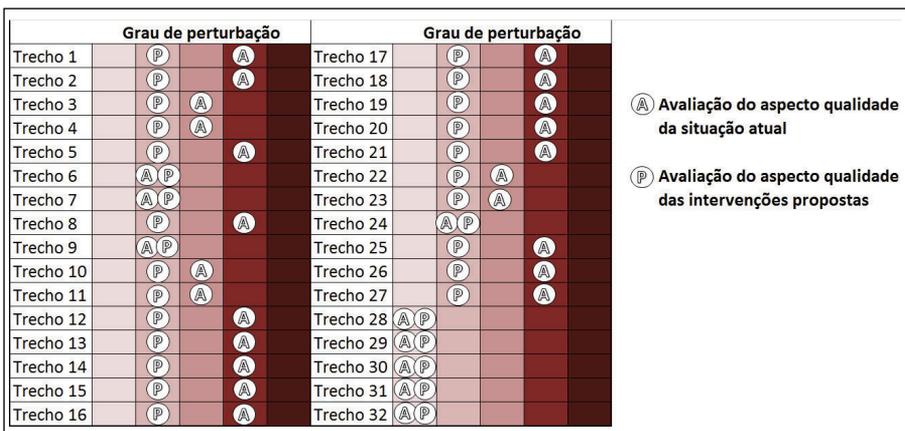


FIGURA 14. Avaliação do aspecto qualidade da situação atual e das intervenções propostas.

cenário atual, com bom desempenho no tocante aos recursos hídricos na avaliação realizada, notadamente quanto aos aspectos de qualidade e regime.

A aplicação da metodologia proposta mostrou-se simples, com resultados realistas e consistentes, segundo avaliação da equipe multidisciplinar integrante do grupo responsável pelo estudo global. As fases de avaliação do estado de degradação e identificação do Potencial de Restauração aportaram subsídios importantes para o delineamento da solução global de intervenção.

Acredita-se que a abordagem aqui adotada possa contribuir para o estabelecimento de ferramentas e procedimentos que possibilitem identificar e avaliar alternativas de restauração, em sintonia com a legis-

lação ambiental vigente e à luz do caráter interdisciplinar da questão.

Ainda, tendo em vista que inúmeras áreas mineradas no Brasil, em geral, e em Minas Gerais, em particular, possuem características ambientais similares às aqui estudadas, pode-se presumir que a sistemática proposta neste trabalho possa ser útil em outros estudos, integrando-se às ferramentas de análise específicas de outras áreas de conhecimento.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao CNPq, à CAPES e à FAPEMIG pelo apoio ao desenvolvimento deste trabalho.

Referências

- BITAR, O.Y. *Avaliação da restauração de áreas degradadas por mineração na Região Metropolitana de São Paulo*. 1997. Tese (Doutorado em Engenharia Mineral) - Universidade de São Paulo.
- BRASIL. Constituição (1988). *Constituição [da] República Federativa do Brasil*. Brasília, DF: Senado Federal.
- BRASIL. *Decreto n. 97.632 - 10 abr. 1989*. Dispõe sobre a regulamentação do Artigo 2º, inciso VIII, da Lei n. 6.938, de 31 de agosto de 1981, e dá outras providências.
- BRIERLEY, G.; FRYIRS, K. *Geomorphology and river management: Applications of the river styles framework*. Singapore: Blackwell Publishing, 2008. 398p.
- BRIERLEY G.; FRYIRS K.; OUTHET D.; MASSEY C. *Application of the River Styles framework as a basis for river management in New South Wales, Australia*. *Applied Geography*, v. 22, p.91-122, 2002.
- CARDOSO, A. S.; BAPTISTA, M. B. *Avaliação e classificação de cursos d'água em bacias urbanas*. XVII SBRH, Campo Grande, 2009.
- CARDOSO, A. S.; BAPTISTA, M. B. . *Metodologia para avaliação de alternativas de intervenção em cursos de água em áreas urbanas*. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 16, p. 129-139, 2011.
- CASTRO L. M. A. *Proposição de metodologia para avaliação dos efeitos da urbanização nos corpos de água*. 2007. Tese (Doutorado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais.
- DNPM- Departamento Nacional de Produção Mineral. *Investidor guide's: Mining in Brazil - Basic information for the investidor*, 2000.
- _____. *Portaria nº 237, de 18.10.2001*.
- _____. *Portaria nº 12, de 22.01.2002*.
- _____. Rede Nacional de Informações sobre o Investimento. Disponível em: <http://www.mdic.gov.br>, acesso em março de 2013.
- GREGORY, K.J.; CHIN, A. *Urban stream channel hazards*. *Area* 34, p.312-321. 2002.
- GREGORY, K.J. *Urban channel adjustments in a management context: An Australian Example*. *Environmental Management* 29 (5), p. 620-633. 2002.
- GUIMARÃES PINHEIRO, M. M.; NAGHETTINI, M. C. *Análise regional de frequência e distribuição temporal das tempestades na Região Metropolitana de Belo Horizonte*. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, Vol. 3, no. 4, p. 73-88, 1998.
- IBRAM. *Mineração e meio ambiente*. Brasília: Instituto Brasileiro de Mineração (IBRAM), 1992.
- KELLERHALS, R.; CHURCH, M.; BRAY, D.I. 1976. *Classification and analysis of river processes*. *Journal of Hydraulics Division ASCE* 102, p. 813-829.
- LIMA, H. M.; FLORES, J. C. C.; COSTA, F.L. *Plano de restauração de áreas degradadas versus plano de fechamento de mina: um estudo comparativo*. Rem: Rev. Esc. Minas [online]. 2006, vol.59, n.4, pp. 397-402. ISSN 0370-4467.
- ODIN, L.C. 2001. *River quality assessment system in France* in Proceedings MTM III - River quality assessment system in France. p. 169-176.
- REBILLARD, J.P. *Le SEQ-Physique*, *Revue de l'agence de l'eau, Adour Garonne*, n. 81, 2001, p. 13-15.

SANTOS, A.C.P.B. *Proposição de abordagem para a avaliação do estado de alteração de cursos de água*. 2010. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais.

USACE - U.S. Army Corps of Engineers. *HEC-HMS Hydrologic Modeling System – Technical Reference Manual*. Version 3.4, 2009.

WOHL, E.; ANGERMEIER, P.L.; BLEDSOE, B.; KONDOLF, G.M.; MacDONNEL, L.; MERRITT, D. M.; PALMER, M.A.; POFF, N.L.; TARBOTON, D. River Restoration. *Water Resources Research* 41, w 10301, p. 1-12, 2005.

Priscilla Moura Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: priscilla.moura@ehr.ufmg.br.

Adriana Cardoso Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: adriana.projetos@gmail.com.

Ana Clara Santos Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: anaclaraps@gmail.com.

Márcio Baptista Departamento de Engenharia Hidráulica e Recursos Hídricos – Universidade Federal de Minas Gerais. E-mail: marcio.baptista@ehr.ufmg.br.

Uso de modelo hidrossedimentológico para simulação de cenários de uso da terra na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina

Submissão: 07/08/14

Revisão: 22/09/14

Aprovação: 09/12/14

Éverton Blainski, Denilson Dortzbach,
Ana Paula Esnidei Pereira e Morgana Giovanela de Farias

RESUMO: A modelagem hidrológica tem ganhado espaço ao longo dos últimos anos como ferramenta de estudos ambientais, possibilitando a simulação de cenários antes mesmo que estes ocorram. A partir disso, o objetivo deste estudo foi utilizar o modelo SWAT (Soil and Water Assessment Tool) para a simulação do regime hidrossedimentológico na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina, a fim de identificar alterações na descarga líquida e na perda de solo (PS) em função de mudanças no uso e ocupação das terras. Foram utilizados dados representativos do clima, solos, relevo e vegetação para caracterizar a área de estudo. Além disso, com base nos dados de solos, foi determinada, como valor de referência, a tolerância à perda de solo (TPS) para os diferentes solos da microbacia. Após a calibração e validação do SWAT, foram simulados alguns cenários nos quais a descarga líquida média anual não apresentou diferença significativa. Entretanto, foi possível identificar mudanças no regime hidrológico mensal, principalmente, nos extremos da curva de permanência. A PS reduziu na medida em que o uso atual foi substituído por florestas em estágio avançado de regeneração. Nos cenários uso atual (1) e uso atual + código floresta (2), as sub-bacia 6 e 7 apresentaram valor de $PS > TPS$. Esses resultados indicam que a reconstituição da mata ciliar não foi suficiente para solucionar os problemas de erosão hídrica na bacia, sugerindo que outras medidas conservacionistas sejam adotadas para garantir a conservação destes solos. Somente para o cenário sem uso agrícola todas as sub-bacias apresentaram $PS < TPS$ corroborando a hipótese de que a cobertura vegetal é um mecanismo eficiente para o controle da erosão.

PALAVRAS-CHAVE: SWAT, erosão hídrica, tolerância de perda de solos

ABSTRACT: Hydrological modeling has gained space in the last few years as a tool in environmental studies, allowing the simulation of scenarios before they occur. The intention of this study was to use the SWAT (Soil Water Assessment Tool) model to simulate the hydrosedimentological behavior in the Ribeirão Gustavo watershed, in Santa Catarina and identify the change in flow (Q) and soil loss (SL) in relation to changes in land management. Representative data for weather, soil, topography and vegetation were used to qualify the area of study. Using the soil data as a reference value, the soil loss tolerance (SLT) to the different types of soils in the basin was determined. After the calibration and validation of SWAT, some scenarios were validated but the mean annual flow did not present a significant difference between the scenarios evaluated. However, it was possible to identify changes in the monthly hydrologic regime, especially at the extremes of the permanence curve. Soil loss diminished as the current use was replaced by the inclusion of forests in an advanced stage of regeneration. In the first and second scenarios sub-basins number 6 and 7 presented soil loss above the SLT. These results suggest that restoration of riparian vegetation was insufficient to solve the problems of water erosion in the basin. In these cases, other conservation measures are taken to ensure the conservation of these soils.

KEYWORDS: SWAT, hydric erosion, soil loss tolerance

INTRODUÇÃO

O processo de expansão da agricultura, via de regra, está associado a problemas ambientais oriundos da substituição da vegetação nativa por culturas comerciais. Esse processo pode ocasionar grandes alterações no regime hídrico e na qualidade das águas superficiais, principalmente, quando associado

à ocupação de áreas impróprias para usos agrícolas, remoção desordenada da vegetação nativa, em especial das matas ciliares e ausência de técnicas conservacionistas como: plantio direto, terraceamento, cultivo em nível, entre outros.

O uso da terra e a perda de solo em bacias hidrográficas têm sido foco de diversas pesquisas no Brasil

(ARAI et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011; SILVA et al., 2011; ANDRADE et al., 2013; FREIRE; CASTRO, 2014). Entretanto, quantificar a produção de água e sedimentos em bacias hidrográficas é um processo difícil e custoso, principalmente em grandes bacias. Assim, uma alternativa bastante utilizada para esta finalidade é a utilização de modelos hidrológicos de base física.

Os modelos hidrológicos possibilitam a incorporação do efeito de variáveis relacionadas às características de solo, clima, vegetação, manejo das culturas e topografia, bem como a variabilidade espacial e temporal dessas variáveis.

A integração dos modelos hidrológicos aos sistemas de informações geográficas (SIG's) tem proporcionado grandes avanços no desenvolvimento de ferramentas com embasamento físico. O SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) é um modelo de base física desenvolvido pelo *Agricultural Research Service e pela Texas A & M University* com o objetivo de representar o regime hidrossedimentológico em bacias hidrográficas (NEITSCH et al., 2011; ARNOLD et al., 2012).

Por meio do SWAT, diferentes processos físicos podem ser simulados, de forma sequencial, em diferentes escalas temporais e espaciais com o objetivo de quantificar os impactos das alterações de uso do solo no escoamento superficial e sub-superficial, erosão e

deposição de sedimentos, qualidade de água e carga de poluentes (REUNGSANG et al., 2009).

A interface de acoplamento do SWAT ao SIG – ArcSWAT (WINCHELL et al., 2009) tem sido utilizada com sucesso no Brasil e no mundo para estudos de cenários de uso da terra e seus impactos no regime hidrossedimentológico e qualidade de águas (GHAFARI et al., 2009; BALTOKOSKI et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011; DURÃES et al., 2011; LELIS et al., 2012; ARAGÃO et al., 2013). Apesar disso, ainda são escassos os trabalhos que correlacionem as saídas do SWAT com mapas de vulnerabilidade e tolerância a perda de solo em bacias hidrográficas representativas.

Neste contexto, o objetivo deste estudo foi utilizar o modelo SWAT (*Soil and Water Assessment Tool*) para a simulação do regime hidrossedimentológico na microbacia Ribeirão Gustavo, Santa Catarina, a fim de identificar alterações na descarga líquida e na perda de solo (PS) em função de mudanças no uso e ocupação das terras.

METODOLOGIA

A microbacia Ribeirão Gustavo está inserida na bacia hidrográfica do Rio Itapocu (Figura 1). Localizada no município de Massaranduba, Santa Catarina, possui uma área de 21,4 km². O curso d'água princi-

TABELA 1
Uso da terra e classes de solos identificadas na microbacia Ribeirão Gustavo, SC

Uso da terra		
Classes	Área	
	ha	%
Rizicultura irrigada	354,87	16,58
Banicultura	2,39	1,98
Complexos residenciais	90,45	4,23
Floresta	1.373,46	64,15
Pastagem	185,58	8,67
Reflorestamento/Agroflorestas	93,96	4,39
TOTAL	2.140,65	100
Classificação de solos		
Classes	Área	
	ha	%
Cambissolo Háplico	1.691,44	79,02
Gleissolo Háplico	357,10	16,68
Argissolo Vermelho	92,11	4,30
TOTAL	2.140,65	100

pal, que dá o nome à microbacia, possui uma extensão de aproximadamente 8 km. As altitudes variam de 23 e 736 m e o clima da região é classificado, segundo Köppen, como Cfa (subtropical úmido com verões quentes), temperatura média anual de 17 °C e precipitação de 1.800 mm/ano (WREGGE et al., 2011).

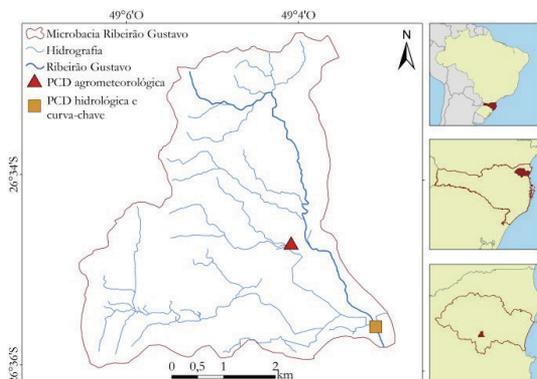


Figura 1 – Localização da microbacia Ribeirão Gustavo, SC.

Os principais usos da terra, identificados a partir de imagens do satélite *QuickBird*, datadas de 2008 foram: florestas, rizicultura irrigada, pastagens, complexos residenciais, reflorestamento, bananicultura e agroflorestas (Tabela 1). As classes de solo, identificadas conforme Embrapa (2013) foram: Cambissolos Háplicos, Gleissolos Háplicos e Argissolos Vermelhos (Tabela 1).

Base de dados do modelo SWAT

O modelo SWAT é fundamentado em uma estrutura de comandos baseados em componentes climáticos, edáficos, topográficos, vegetativos e de manejo do solo, definidos para simular a propagação de escoamento, sedimentos e nutrientes através de bacias hidrográficas (ARNOLD et al., 1998).

A interface ArcSWAT, utilizada para o acoplamento do SWAT ao SIG, permite, entre outras coisas, a discretização da bacia em sub-bacias e a extração dos parâmetros do modelo a partir de informações de classe de solo, declividade, uso e cobertura vegetal (WINCHELL et al., 2009).

O componente hidrológico do modelo inclui sub-rotinas para determinação de escoamento super-

ficial, percolação, fluxo lateral subsuperficial, fluxo de retorno do aquífero raso e evapotranspiração.

A perda de solo nas sub-bacias foi calculada a partir da pela Equação Universal de Perda de Solo Modificada – MUSLE (WILLIAMS, 1975). Enquanto a USLE (WISCHEMEIER et al., 1971) utiliza a precipitação como um indicador de energia erosiva, a MUSLE utiliza a quantidade de escoamento para simular a erosão e a produção de sedimentos. A MUSLE é definida conforme equação 1:

$$PS = 11,8 \cdot (Q_{surf} \cdot q_{peak} \cdot area_{hru})^{0,56} \cdot K_{USLE} \cdot C_{USLE} \cdot P_{USLE} \cdot LS_{USLE} \cdot CFRG \quad (1)$$

em que: *PS* – perda do solo por unidade de área; *Q_{surf}* – é o volume de escoamento superficial (mm/ha); *q_{peak}* – é o índice máximo de escoamento (m³/s); *area_{hru}* – área de cada unidade de resposta hidrológica (ha); *K_{USLE}* – fator de erodibilidade do solo; *C_{USLE}* – fator de uso e manejo; *P_{USLE}* – fator práticas conservacionistas; *LS* – fator topográfico; *CFRG* – fator de fragmento bruto.

A vazão de pico foi calculada por uma modificação do Método Racional. O escoamento superficial foi obtido através do método Curva-Número do *Soil Conservation Service* (NEITSCH et al., 2011).

O transporte de sedimentos através da rede de canais é composto por dois processos que ocorrem simultaneamente: deposição e degradação. A deposição dentro do canal e nas margens aluviais de cada sub-bacia até o exutório da bacia é baseada na velocidade de deposição das partículas do sedimento (NETO et al., 2014). A velocidade de sedimentação é determinada a partir da lei de Stokes. A degradação do sedimento no canal é fundamentada no conceito do poder de fluxo de Bagnold (1977).

A climatologia do modelo foi determinada a partir das seguintes variáveis: precipitação, temperatura do ar (máxima e mínima), radiação solar, umidade relativa e velocidade do vento. Neste estudo, essas variáveis foram obtidas a partir de plataformas de coleta de dados (PCD's) automáticas instaladas nos municípios de Blumenau e Itajaí. Ademais, foram instaladas duas PCD's ao longo da microbacia Ribeirão Gustavo para monitoramento de precipitação e nível de rio, conforme mostrado na Figura 1. Esses dados foram utilizados, juntamente com medições de descargas líquidas, para elaboração das curvas-chave e, posteriormente, para calibração e validação do modelo.

Os dados de solos foram coletados em duas toposequências ao longo da microbacia. Nessas toposequências foram analisados 10 perfis e realizadas as seguintes determinações: i) descrição do perfil e classificação segundo o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos (EMBRAPA, 2013); ii) textura do solo realizada a partir de amostras deformadas coletadas nos diferentes perfis; iii) densidade, porosidade, condutividade hidráulica saturada e curva de retenção de água no solo, determinadas a partir de amostras com estrutura preservada coletadas nos diferentes perfis analisados conforme metodologia descrita por Veiga (2011).

O relevo foi definido a partir do modelo digital de terreno (MDT) da *Shuttle Radar Topographic Mission* (SRTM) 2000. Esse modelo apresenta resolução horizontal de 90 x 90 m e o erro vertical de 20 m. Entretanto, neste estudo, optou-se por fazer a interpolação do MDT gerando uma resolução horizontal de 30 x 30 m. A partir desses dados foi gerado o relevo da microbacia hidrográfica e classificado em cinco intervalos, adaptados a partir da proposta da Embrapa (2013): Plano - 0 a 3 %; Suave ondulado - 3 a 8 %; Ondulado - 8 a 13 %; Fortemente ondulado - 13 a 20 %; Montanhoso - >20 %.

Os dados de vegetação e de manejo do solo foram definidos a partir do mapa de uso e ocupação das terras e das técnicas de manejo adotadas em cada cultura. A partir dessa classificação foram definidas as práticas conservacionistas, a escala de manejo do solo e os tratamentos culturais. Essas informações foram interpretadas pelo SWAT e utilizadas nos cálculos de determinação da evapotranspiração, interceptação, infiltração e transporte de sedimentos.

Calibração e validação do modelo hidrológico

O processo de calibração e validação é fundamental para avaliar a capacidade de um modelo de simular o regime hidrossedimentológico de uma bacia hidrográfica. Neste estudo, os dados de descarga líquida e sedimentos, simulados pelo SWAT, foram comparados aos dados observados na seção de monitoramento hidrológico (Figura 1). Na calibração do modelo foram utilizados dados referentes ao ano de 2009 enquanto que para a validação foi utilizado o ano de 2010.

Para avaliar o desempenho do SWAT foram utilizadas as seguintes estatísticas de precisão: coeficiente de Nash-Sutcliffe (*COE*), equação 2, e o coeficiente de massa residual (*CMR*), descrito na equação 3.

$$COE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (E_{med} - E_{sim})^2}{\sum_{i=1}^n (E_{med} - \bar{E})^2} \quad (2)$$

em que: *COE* é o coeficiente de Nash e Sutcliffe; E_{med} é o evento medido; E_{sim} é o evento simulado pelo modelo; \bar{E} é a média do evento estimado no período.

$$CMR = \left(\frac{\sum_{i=1}^n E_{sim} - \sum_{i=1}^n E_{med}}{\sum_{i=1}^n E_{sim}} \right) \quad (3)$$

Em que: *CMR* é o coeficiente de massa residual; E_{sim} é o evento simulado pelo modelo e E_{med} é o evento medido.

Para classificação do desempenho do SWAT foi adotada a seguinte escala, conforme Santhi et al. (2001): Muito bom: $COE \geq 0,65$; Bom: $0,65 > COE \geq 0,54$; satisfatório: $0,54 > COE \geq 0,50$. Para o *CMR* foi utilizada escala proposta por Liew et al. (2007): Muito bom: $|CMR| \leq 10$ %; Bom: $10 \% < |CMR| \leq 15$ %; Satisfatório: $15 \% < |CMR| \leq 25$ %; Inadequado: $|CMR| > 25$ %.

Determinação da tolerância à perda de solo - TPS

O conceito de tolerância de perda de solo por erosão (TPS) é amplamente discutido nas ciências do solo. Uma definição clássica do termo associa a TPS a um limite de perda de solo que ainda mantenha alto nível de produtividade das culturas de maneira economicamente viável e por tempo indeterminado (WISCHMEIER; SMITH, 1978).

A TPS foi determinada a partir de três métodos, conforme descrito em Bertol; Almeida (2000). O primeiro método consiste na utilização da expressão proposta por Lombardi Neto; Bertoni (1975), descrita conforme equação 4.

$$T = h \cdot r \cdot 1000^{-1} \quad (4)$$

Em que: *T* – tolerância à perda de solo (mm/ano); *h* – profundidade efetiva do solo (mm); *r* – quociente que expressa o efeito da relação textural entre os horizontes B e A; 1000 – constante que expressa o período de tempo necessário para desgastar uma camada de solo de 1.000 mm de espessura.

O segundo método é uma derivação do primeiro, porém, com a alteração dos limites de intervalos da relação textural entre os horizontes B e A e pela introdução do teor de argila do horizonte A como variável associada à relação textural. Tais modificações tornaram este método mais restritivo, possibilitando a identificação de diferenças entre solos que até então tinham os mesmos valores de tolerância, conforme descrito na equação 5.

$$T = h \cdot r_a \cdot 1000^{-1} \quad (5)$$

em que: T , h , 1000 – mesma definição expressa no método 1; r_a – relação que expressa, conjuntamente, o efeito da relação textural entre os horizontes B e A e do teor de argila do horizonte A.

No terceiro método, além das variáveis e fatores de ponderação adotados no Método II, foram acrescentados o teor de matéria orgânica na camada de 0-20 cm de profundidade e o grau de permeabilidade do solo (WISCHMEIER; SMITH, 1978), porém com ponderações distintas, estabelecida pelos autores (BERTOL; ALMEIDA, 2000) (Equação 6).

$$T = h \cdot r_a \cdot m \cdot p \cdot 1000^{-1} \quad (6)$$

Em que: T , h , r_a , 1000 – mesma definição expressa no método 2; m – fator que expressa o efeito da matéria orgânica na camada 0-20 cm do solo; p – fator que expressa o efeito da permeabilidade do solo.

Simulação de cenários de uso e ocupação da terra

Foram simulados três cenários alternativos de uso e ocupação da terra. A partir dos cenários propostos foi avaliada a descarga líquida dos rios e a perda de solo na microbacia. Os cenários simulados foram:

Cenário 1 – Uso atual da terra: considera as culturas implantadas e as técnicas de cultivo utilizadas, baseado no mapa de uso e ocupação da terra, elaborado a partir de imagens de satélite datadas de 2008;

Cenário 2 – Código florestal: composto pelo uso atual da terra, porém, atendendo, virtualmente, a legislação ambiental vigente em relação à vegetação ciliar e às áreas com declividade superior a 45 %. Para caracterizar este cenário as áreas com declividade superior a 45 % e próximas de nascentes e dos cursos d'água foram delimitadas e sua cobertura a atual foi substituída, virtualmente, por vegetação nativa. Para

delimitação das áreas próximas aos cursos d'água foi criado um *Buffer* na rede de drenagem de acordo com a legislação ambiental vigente que determina as áreas de mata ciliar de qualquer curso d'água natural perene e intermitente, excluídos os efêmeros, como áreas de preservação permanente com as seguintes extensões atribuídas às áreas consolidadas de acordo com Brasil (2012):

- a. 30m para os cursos d'água menores que 10 m de largura;
- b. 50 m para os cursos d'água que tenham de 10 a 50 m de largura;
- c. 100 m para os cursos d'água que tenham de 50 a 200 m de largura;
- d. 200 m para os cursos d'água que tenham de 200 a 600 m de largura;
- e. 500 m para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 m;

áreas no entorno das nascentes e dos olhos d'água perenes, qualquer que seja sua situação topográfica, com raio de 100 m (áreas rurais), 50 m para corpos d'água com até 20 hectares de superfície e 30 m em zonas urbanas;

Cenário 3 – Sem cultivos: Neste cenário hipotético as áreas utilizadas para a agricultura tiveram sua cobertura vegetal substituída, virtualmente, por vegetação florestal nativa, sobrepondo a imagem de uso atual.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados descarga líquida (m^3/s) e produção de sedimentos ($t/ha/ano$), simulados pelo SWAT, foram comparados com dados medidos nos postos de monitoramento hidrossedimentológico. Após a calibração do modelo, o *COE* foi de 0,66 e 0,62, respectivamente, para escala mensal, no ano de 2009. Na fase de validação do modelo (2010), os valores de *COE* foram de 0,74 e 0,65 para as mesmas variáveis (Figura 2).

Em escala temporal diária, o valor do *COE* foi de apenas 0,36. De acordo com Green et al. (2006), o modelo pode ser considerado adequado quando o valor de *COE* for superior a 0,40, assim, ficou evidente a limitação do SWAT em simular o regime hidrológico em bacias pequenas.

Gassman et al. (2007) afirma que o modelo SWAT é uma ferramenta robusta para simulação de diversas questões relacionadas com bacias hidrográficas. En-

tretanto, o uso do modelo apresentou limitações para simulações em escala temporal diária em diversos trabalhos desenvolvidos para bacias com área reduzida.

Segundo Neto et al. (2014), o SWAT foi desenvolvido, inicialmente, com o propósito de representar o escoamento em bacias de médio e grande portes não instrumentadas. Em grandes bacias há uma amortização dos fenômenos hidrológicos associados à dinâmica da água no solo e são mais destacados os fenômenos de propagação do escoamento sobre a superfície e na rede de drenagem.

Em bacias pequenas, como o caso da microbacia Ribeirão Gustavo, o escoamento ocorre de forma rápida e com uma dinâmica maior, fato que, neste estudo, pode ter contribuído para a ineficiência do modelo para representação do regime hidrossedimentológico diário.

Outro aspecto que pode ter contribuído para o desempenho insatisfatório do SWAT em simular o regime hidrossedimentológico em escala diária está relacionado ao intervalo de tempo utilizado nas simulações (diário) e o tempo de concentração da

bacia (TC). Na microbacia Ribeirão Gustavo o TC foi de aproximadamente 6,4 horas, assim, as alterações hidrológicas abruptas tornam-se mais rápidas que o intervalo de entrada de dados do modelo que foi de 24 horas. Situação semelhante foi relatada por Neto et al. (2014) ao utilizar o SWAT para simular o escoamento em uma bacia experimental com área de 4,7 km².

Apesar do desempenho insatisfatório para simulações diárias, de acordo com a escala proposta por Santhi et al. (2001), o SWAT pode ser classificado como muito bom para a simulação hidrossedimentológica, em escala mensal, na microbacia estudada. Além disso, o *CMR* na etapa de calibração do modelo foi de 0,09 e 0,17 para as variáveis descarga líquida e produção de sedimentos e de 0,13 e 0,15, respectivamente, durante o período de validação (Figura 2). Assim, identificou-se um desvio entre as variáveis medidas e simuladas, entretanto, dentro dos limites que possibilitam classificar o modelo como satisfatório e sem tendências significativas nas estimativas (LIEW et al., 2007; BALTOKOSKI et al., 2010; ANDRADE et al., 2013).

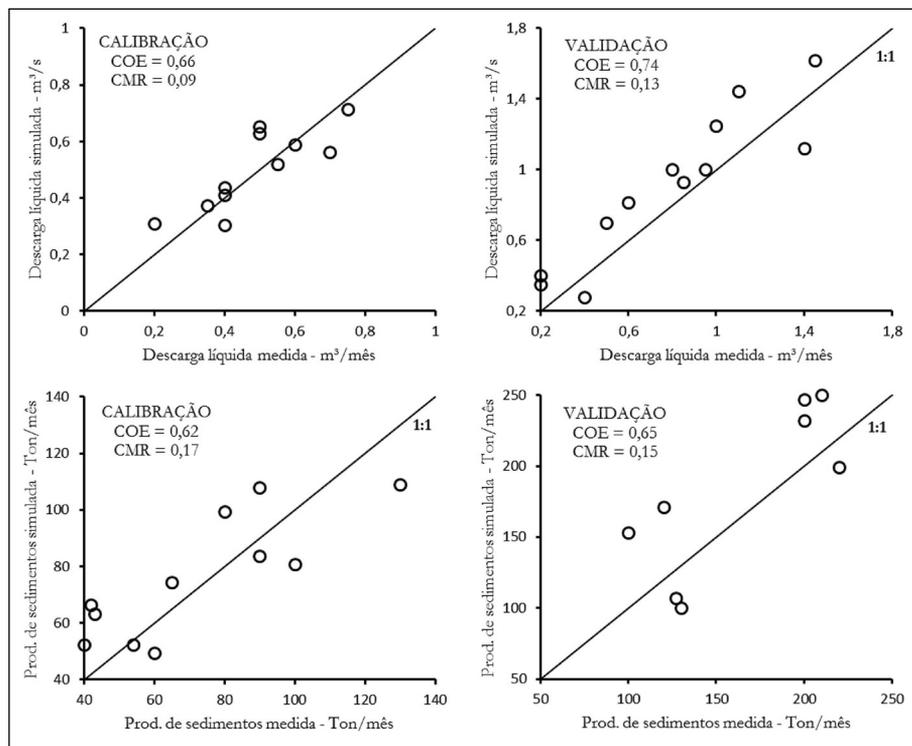


FIGURA 2. Diagrama de dispersão entre valores medidos e simulados pelo SWAT para as variáveis descarga líquida (m³/s) e produção de sedimentos (Ton/mês) durante a etapa de calibração e validação do modelo.

Após a calibração e validação do modelo procedeu-se a simulação dos cenários de uso da terra, conforme mostrado na tabela 2.

Na simulação do cenário (código florestal) houve uma redução da área agrícola de 135 ha, o que representa 6,3% da área total da bacia hidrográfica. Os maiores percentuais de alteração do uso da terra ocorreram nas sub-bacias seis e sete, onde o uso predominante era a rizicultura (Figura 3). Nestas duas sub-bacias a mata ciliar era praticamente inexistente. Nas demais sub-bacias, devido à declividade acentuada, o uso agrícola se restringiu a pequenas áreas cultivadas com banana, pastagens e reflorestamento ou agroflorestas.

No cenário 3, sem influência antrópica, o aumento da área florestada, em relação ao primeiro cenário simulado, foi de 583 ha (Tabela 2), totalizando cerca de 27,2% da área total da bacia hidrográfica. Assim, como observado no cenário 2, as maiores alterações de uso da terra ocorreram nas sub-bacias seis e sete, onde o uso agrícola era mais intenso.

TABELA 2

Área da microbacia Ribeirão Gustavo ocupada pelos diferentes usos da terra em cada cenário simulado.

C1: uso atual; C2: uso atual + código florestal, C3: sem uso agrícola

Usos	Área ocupada – ha		
	C1	C2	C3
Rizicultura	354,18	279,31	
Banicultura	43,12	38,76	
Complexo doméstico	90,46	68,91	68,91
Florestas	1.373,46	1.225,68	1.987,19
Mata ciliar		282,70	
Pastagem	185,70	160,80	
Reflorestamento/agroflorestas	93,96	84,55	84,55
TOTAL	2.140,65	2.140,65	2.140,65

A partir dos cenários propostos procedeu-se a análise da descarga líquida e da perda de solo, para o período de 2009 a 2011, em cada uma das sete sub-bacias delimitadas, conforme apresentado nas tabelas 3 e 5.

Descarga líquida

A descarga líquida média anual (m^3/s), de maneira geral, não apresentou diferença significativa entre os

cenários simulados (Tabela 3), sugerindo que as alterações propostas nos cenários não contribuíram para o aumento do fluxo superficial de água na escala anual.

Esses resultados diferem de outros descritos na literatura (VANZELA et al., 2010; BLAINSKI et al., 2011). As diferenças entre esses resultados podem ser atribuídas a fatores como: tamanho da bacia hidrográfica; escala temporal e percentual de alteração de uso da terra entre os cenários.

TABELA 3

Descarga líquida média anual simulada, para o período de 2009 a 2011, nos três cenários estudados.

C1 – uso atual; C2 – uso atual + código florestal; C3 – sem uso agrícola.

Cenários	Descarga líquida média anual – m^3/s						
	1	2	3	4	5	6	7
1	0,08	0,33	0,12	0,28	0,14	0,79	0,79
2	0,08	0,32	0,12	0,27	0,14	0,82	0,83
3	0,09	0,34	0,12	0,29	0,15	0,84	0,84

Os resultados sugerem que, a grande extensão de áreas florestadas, mesmo no cenário 1, faz com que a microbacia tenha um bom estado de conservação, mesmo com os usos agrícolas estabelecidos, reduzindo o contraste entre os cenários simulados, ao contrário de diversos trabalhos encontrados na literatura.

Ademais, a rizicultura irrigada, principal atividade demandante de água na microbacia, ocupa uma área relativamente pequena, cerca 16,5 % da área total da microbacia, concentrando-se exclusivamente no terço posterior da microbacia (Figura 3). Mesmo assim, a irrigação da cultura é realizada de maneira suplementar, haja vista, que nesta região do estado são registrados volumes anuais de precipitação da ordem de 1.800 mm (WREGG et al., 2011), dos quais, cerca de 1.000 mm ocorrem entre os meses de outubro e fevereiro, época do cultivo do arroz. Dessa forma, os impactos do uso da água para a irrigação são minimizados, não sendo possível identificar alterações na descarga líquida média anual do Ribeirão Gustavo.

Entretanto, a partir da comparação entre os cenários simulados com escala mensal foi possível identificar alterações na descarga líquida no exutório da bacia, principalmente para as condições extremas ($Q_{10\%}$ e $Q_{90\%}$), conforme apresentado na Figura 4.

Entre os três cenários simulados a $Q_{10\%}$ (descarga líquida superada em 10% do tempo) foi maior no cenário 1 (uso atual), seguida pelos cenários 2 (Uso atual +código florestal) e 3 (sem uso agrícola), respectivamente (Figura 4).

A mesma tendência foi observada para as descargas máximas com valores de 2,8; 2,4 e 2,1 m^3/s para os cenários 1, 2 e 3, respectivamente. Nas condições de baixas descargas líquidas o cenário 1 apresentou o menor valor (0,10 m^3/s), seguido dos cenários 2 (0,14 m^3/s) e 3 (0,18 m^3/s), conforme apresentado na Figura 4. Nas descargas intermediárias os valores foram similares entre os três cenários.

Segundo Andréassian (2004) o aumento da área florestada pode acarretar uma diminuição das descargas líquidas máximas. Além disso, no extremo oposto, o incremento da área florestada reflete em um aumento dos valores de descarga mínima. Essas alterações podem ser atribuídas às alterações de evapotranspiração, rugosidade e taxa infiltração de água no solo.

Tolerância de perda de solo

A tolerância de perda de solo (TPS) apresentou uma variação entre as classes de solos estudadas, independente do método utilizado. Na medida em que foram inseridas novas variáveis na metodologia de cálculo, os valores de TPS foram menores, tornando os métodos mais restritivos (Tabela 4).

Segundo Bertol; Almeida (2000) as variáveis que influenciam fortemente na TPS são profundidade, teor de areia no horizonte superficial e a relação

textural entre o horizonte subsuperficial e superficial. Tanto a elevada relação textural quanto baixa profundidade efetiva limitam fortemente a capacidade de drenagem do solo, tornando-os mais susceptíveis à erosão, especialmente quando o conteúdo de areia do horizonte superficial é alto, como foi o caso dos Argissolos e Gleissolos amostrados.

Baseado neste pressuposto, a classe Cambissolo teve a maior TPS (Tabela 4), pois apresentou maior profundidade efetiva, seguido pelos Argissolos e Gleissolos, respectivamente. Apesar da elevada relação textural observada para os Cambissolos, o baixo teor de areia da camada superficial, quando comparado aos outros dois solos, culminou nas diferenças de TPS registradas.

Os três métodos utilizados para a determinação da TPS neste estudo são empíricos e, portanto, passíveis de questionamentos, principalmente quanto às ponderações utilizadas. Além disso, o conceito de TPS prevê que em um período de 1.000 anos seja perdido um metro de solo, fato este que limita a vida útil de um solo agrícola a 10 ou 20 gerações (BERTOL; ALMEIDA, 2000). Portanto, a grande utilidade deste indicador é para saber se os usos agrícolas estão sendo mais degradantes que o processo natural.

Diante dessas considerações, optou-se por adotar um valor médio de TPS para cada classe de solo, baseado nos valores obtidos a partir dos três métodos utilizados, conforme demonstrado na Tabela 4.

A partir dos valores médios de TPS apresentados na Tabela 4 e do mapa de distribuição de solos da bacia calculou-se a TPS ponderada para cada sub-bacia.

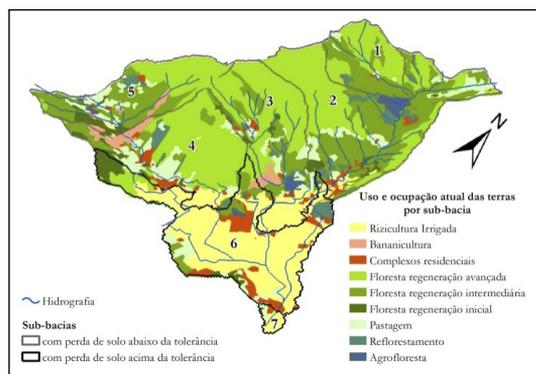


FIGURA 3. Mapas de uso e ocupação das terras na microbacia do Ribeirão Gustavo, SC.

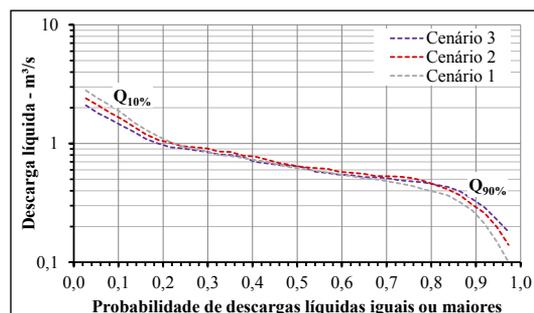


FIGURA 4. Curva de permanência de descarga líquida no exutório da microbacia para os três cenários simulados.

A distribuição de TPS ponderada é apresentada na Figura 5. De maneira geral, a TPS média ponderada não apresentou grandes variações entre as sub-bacias, variando de 6,18 t/ha/ano até 8,26 t/ha/ano.

TABELA 4
Tolerância de perda de solo para os solos da microbacia Ribeirão Gustavo, determinado a partir dos métodos propostos, conforme Bertol; Almeida (2000)

Solos	Perda de solo t ha ⁻¹ ano ⁻¹			
	M1	M2	M3	Média
Cambissolo Háplico	10,25	7,88	8,26	8,77
Argissolo Vermelho	8,79	8,21	7,59	8,20
Gleissolo Háplico	7,70	6,16	5,69	6,52
Média	9,45	7,60	7,61	7,83

M – método de determinação da perda de solo

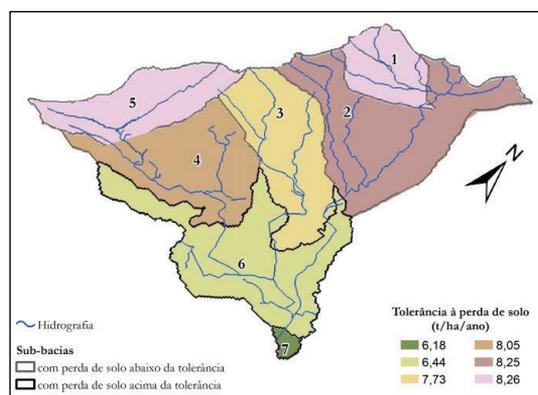


FIGURA 5. Mapade distribuição de TPS média ponderada para a microbacia do Ribeirão Gustavo, SC.

Perda de solo

A perda de solo anual simulada (PS) apresentou variação considerável entre os cenários propostos (Tabela 5). Resultados similares são amplamente discutidos na literatura (VANZELA et al., 2010; SILVA et al., 2011).

Nos três cenários simulados a PS foi inferior ao limite estabelecido como tolerável determinado para cada uma das sete sub-bacias (Figura 6), com exceção das sub-bacias 6 e 7, nos cenários 1 e 2 (Tabela 5).

TABELA 5
Perda de solo simulada, para o período de 2009 a 2011, nos três cenários estudados. C1 – uso atual; C2 – uso atual + código floresta; C3 – sem uso agrícola; TPS – tolerância à perda de solo (TPS).

Cenários	Perda de solo por sub-bacia – t/ha/ano						
	1	2	3	4	5	6	7
1	2,63	7,49	4,44	7,34	2,49	17,97	13,17
2	2,23	6,11	3,51	5,02	2,29	13,62	11,23
3	2,25	5,26	1,38	3,38	1,51	5,68	4,23
TPS*	8,26	8,25	7,73	8,05	8,26	6,44	6,18

* Média ponderada determinada a partir dos valores médios de TPS e da distribuição de solos em cada sub-bacia.

A partir dos resultados de PS pode-se concluir que, de maneira geral, a microbacia não apresenta problemas severos de PS. Todavia, nas sub-bacias onde se concentram, prioritariamente, as áreas destinadas à rizicultura irrigada (Figura 3) a PS foi, notoriamente, maior que a TPS.

Apesar da baixa declividade das áreas rizícolas, o manejo da cultura, caracterizado pelo revolvimento do solo e por longos períodos com solo exposto associado à baixa taxa de infiltração de água podem ter favorecido o escoamento superficial, contribuindo para as taxas de PS superiores aos valores toleráveis.

No cenário 1, a PS foi superior aos limites de TPS nas sub-bacias 6 e 7. Nestes casos a PS foi 180% maior que a TPS para a sub-bacia 6 e 113 % maior para a sub-bacia 7 (Figura 6).

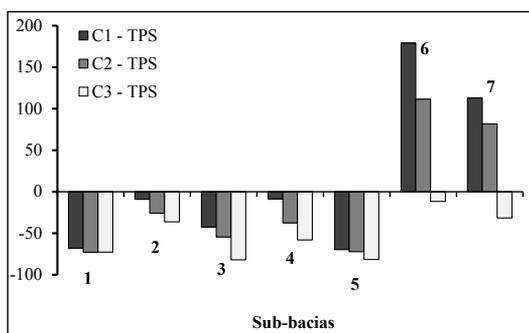


Figura 6– Percentual de alteração da perda de solo (PS) entre os cenários simulados e o limite de tolerância à perda de solo (TPS). C1 – TPS - alteração da PS do cenário 1 comparada à TPS; C2 – TPS - alteração da PS do cenário 2 comparada à TPS; C3 – TPS - alteração da PS do cenário 3 comparada à TPS.

No segundo cenário, em que houve a adequação quanto a vegetação ciliar e áreas com declividade acentuada, foi possível identificar uma redução da PS em comparação com o cenário 1. Entretanto, essa redução não foi suficiente para atingir os limites de TPS (Figura 6). Assim, a PS foi superior a TPS em 112% e 82% para as mesmas sub-bacias. Portanto, a recomposição da mata ciliar pode ter afetado diretamente a deposição das partículas, criando uma barreira natural de proteção dos corpos hídricos, porém, não alterou, diretamente, as etapas iniciais do processo erosivo, salvo nas áreas protegidas pela mata ciliar.

A substituição dos usos agrícolas por vegetação nativa - cenário 3, proporcionou uma importante redução na PS (Tabela 5). O percentual de alteração de uso da terra e, conseqüentemente, a redução da perda de solo foram maiores nas sub-bacias 6 e 7, onde o uso agrícola é mais intensivo. Neste cenário hipotético em todas as sub-bacias a PS foi inferior à TPS (Figura 6). Tais resultados comprovam a eficiência da cobertura do solo no controle da PS, assim como relatado por diversos autores em experimentos reais (PANACHUKI et al., 2011; CARDOSO et al., 2012; DIAS, 2012).

Wischmeier e Smith (1978) classificam as florestas como o mecanismo natural mais importante contra a erosão do solo, principalmente, por proteger a superfície contra o impacto direto das gotas de chuva; promover uma melhoria na estrutura do solo, aumentando assim sua capacidade de retenção de água e; por aumentar a rugosidade do solo, diminuindo a velocidade de escoamento da enxurrada pela diminuição do atrito na superfície (BERTONI; LOMBARDI NETO; 2010).

Embora se reconheça os benefícios da cobertura do solo no controle da erosão hídrica, a substituição de áreas agrícolas por florestas é uma prática custosa

e demorada. Entretanto, apesar do longo tempo requerido para que uma floresta atinja seu estágio avançado de regeneração, a eficácia desta prática pode ser identificada à medida que a taxa de cobertura do solo ultrapasse 30% (LOPES et al., 1987).

Um mecanismo eficiente para promover a substituição de áreas agrícolas por florestas deve ser embasado em incentivos econômicos que tragam renda aos produtores rurais. Uma possibilidade é a implantação do Programa de Pagamento por Serviços Ambientais – PSA (WUNDER, 2005) que estabelece uma remuneração em troca da adoção de práticas conservacionistas. Assim, pode-se criar uma alternativa economicamente viável, embasada na produção de serviços ecossistêmicos e crédito de carbono em detrimento de atividades potencialmente degradantes, como é o caso da agricultura convencional.

CONCLUSÃO

O modelo hidrológico SWAT foi capaz de simular, satisfatoriamente, o regime hidrossedimentológico da microbacia Ribeirão Gustavo, entretanto, apresentou limitações em simular o regime hidrológico em escala diária.

A partir da simulação de cenários hipotéticos de uso do solo foi possível identificar alterações na perda de solo anual e na descarga líquida média mensal do Ribeirão Gustavo.

As sub-bacias com uso predominante para rizi-cultura apresentaram perdas de solo superiores aos valores definidos como toleráveis, porém, com a substituição do uso agrícola por florestas em estágio avançado de regeneração, a perda de solo atingiu valores abaixo dos limites aceitáveis.

Referências

- ADREÁSSIAN, V. Water and forests: from historical controversy to scientific debate. *Journal of Hydrology*, v. 291, n. 1-2, p. 1-27, 2004.
- ANDRADE, M.A.; de MELLO, C.R.; BESKOW, S. Simulação hidrológica em uma bacia hidrográfica representativa dos Latossolos na região Alto Rio Grande, MG. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 17, n. 1, p. 69-76, 2013.
- ARAGÃO, R. CRUZ, M.A.S.; de AMORIM, J.R.A.; MENDONÇA, L.C.; FIGUEIREDO, D.D.; SRINIVASAN, V.S. Análise de sensibilidade dos parâmetros do modelo SWAT e simulação dos processos hidrossedimentológicos em uma bacia do agreste nordestino. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 37, n. 4, p. 1091-1102, 2013.
- ARAI, F. K.; GONÇALVES, G.G.G.; PEREIRA, S.B.; COMUNELLO, E.; VITORINO, A.C.T.; DANIEL, O. Espacialização da precipitação e erosividade na Bacia Hidrográfica do Rio Dourados - MS. *Engenharia Agrícola*, v. 30, n. 5, p. 922-931, 2010.
- ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; SRINIVASAN, R.; WILLIAMS, J.R.; HANEY E.B.; NEITSCH, S. *Soil and Water Assessment Tool input/output file Documentation: Version 2012*. Texas Water Resources Institute, 2012. 654p.

- ARNOLD, J.G.; SRINIVASAN, R.; MUTTIAH, R.S.; WILLIAMS, J.R. Large area hydrologic modeling and assessment: Part I. Model Development. *American Water Resource Association Journal*, v. 34, n. 1, p. 73-89, 1998.
- BAGNOLD R.A. Bed load transport by natural rivers. *Water Resources Research*, v.13, n.1, p.303-312, 1977.
- BALTOKOSKI, V.; TAVARES, M.H.F.; MACHADO, E.; OLIVEIRA, M.P. Calibração de modelo para a simulação de vazão e de fósforo total nas sub-bacias dos Rios Conrado e Pinheiro - Pato Branco (PR). *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 34, n. 1, p.253-261, 2010.
- BERTOL, I.; ALMEIDA, J.A. Tolerância de perda de solo por erosão para os principais solos do estado de Santa Catarina. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 24, n. 3, p. 657-668, 2000.
- BERTONI, J.; LOMBARDI NETO, F. *Conservação do solo*. São Paulo: Editora Ícone. 2010. 355p.
- BLAINSKI, E.; SILVEIRA, F.A.; CONCEIÇÃO, G.; GARBOSSA, L.H.P.; VIANNA, L.F. Simulação de cenários de uso do solo na bacia hidrográfica do rio Araranguá utilizando a técnica da modelagem hidrológica. *Agropecuária Catarinense*, v. 24, n. 1. p. 65-70, 2011.
- BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal Brasileiro. Diário Oficial, Brasília. 25 de maio de 2012.
- CARDOSO, D.P.; SILVA, M.L.N.; DE CARVALHO, G.J.; DE FREITAS, D.A.F.; AVANZI, J.C. Plantas de cobertura no controle das perdas de solo, água e nutrientes por erosão hídrica. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 16, n. 6, p.632-638, 2012.
- DIAS, A.C. Plantas de cobertura do solo na atenuação da erosão hídrica no sul do Estado de Minas Gerais. 2012. 111f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Lavras, Lavras, 2012.
- DURÃES, M.F.; MELLO, C.R.; NAGHETTINI, M. Applicability of the SWAT model for hydrologic simulation in Paraopeba river basin, MG. *Cerne*, v. 17, n. 4, p.481-488, 2011.
- EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. *Sistema brasileiro de classificação de solos*. Brasília: Embrapa. 3ª.ed. 2013. 353p.
- FREIRE, A.P.; de CASTRO, E.C. Análise da Correlação do Uso e Ocupação do Solo e da Qualidade da Água. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, p.41-49, 2014.
- GASSMAN, P.W.; REYES, M.R.; GREEN, C.H.; ARNOLD, J.G. The Soil and Water Assessment Tool: Historical development, applications and future research directions. *American Society of Agricultural and Biological Engineers*, v. 50, n. 4, p.1211-1250, 2007.
- GHAFFARI, G.; KEESSTRA, S.; GHODOUSI, J.; AHMADI, H. SWAT simulated hydrological impact of land-use change in the Zanjanrood Basin, Northwest Iran. *Hydrological Processes*, v. 24, n. 7, p. 892-903, 2009.
- GREEN, C.H.; TOMER, M.D.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J.G. Hydrologic evaluation of the Soil and Water Assessment Tool for a large tile-drained watershed in Iowa. *Transactions of the ASABE*, v. 49, n. 2, p.413-422, 2006.
- LELIS, T.A.; CALIJURI, M.L.; SANTIAGO, A.F.; LIMA, D.C.; ROCHA, E.O. Análise de sensibilidade e calibração do modelo SWAT aplicado em bacia hidrográfica da região sudeste do Brasil. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 36, n. 2, p. 623-634, 2012.
- LIEW, M.W.; VEITH, T.L.; BOSCH, D.D.; ARNOLD, J.G. Suitability of SWAT for the Conservation effects assessment project: A comparison on USDA-ARS watersheds. *Journal of Hydrology Resources*, v. 12, n. 2, p. 173-189, 2007.
- LOMBARDI NETO, F.; BERTONI, J. Tolerância de perdas de terra para solos do estado de São Paulo. Campinas, Instituto Agronômico, 1975. 12p. (Boletim Técnico, 28).
- LOPES, P.R.; COGO, N.P.; LEVIEN, R. Eficácia relativa de tipo e quantidade de resíduos culturais espalhados uniformemente sobre o solo na redução da erosão hídrica. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v.11, p.71-75. 1987.
- NEITSCH, S.L.; ARNOLD, J.G.; KINIRY, J.R.; WILLIAMS, J.R. *Soil and Water Assessment Tool: Theoretical documentation - version 2009*. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory - Agricultural Research Service; Blackland Research Center - Texas AgriLife Research. 2011. 618p.
- NETO, M.J.de O.; da SILVA, A.M.; de MELO, C.R.; JÚNIOR, A.V.M. Simulação hidrológica escalar com o modelo SWAT. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*, v. 19, n. 1, p. 177-188, 2014.
- PANACHUKI, E.; BERTOL, I.; SOBRINHO, T.A.; DE OLIVEIRA, P.T.S.; RODRIGUES, D.B.B. Perdas de solo e de água e infiltração de água em Latossolo Vermelho sob sistemas de manejo. *Revista Brasileira de Ciência do Solo*, v. 35, n. 5, p. 1777-1785, 2011.
- REUNGSANG, P.; KANWAR, R.S.; JHA, M.; GASSMAN, P.W.; AHMAD, K.; SALEH, A. Calibration and validation of SWAT for the upper Maqoketa River Watershed. *International Journal of Agriculture and Engineering*, v. 16, n. 1, p. 35-48, 2009.
- SANTHI, C.; ARNOLD, J.G.; WILLIAMS, J.R.; DUGAS, W.A.; SRINIVASAN, R.; HAUCK, L.M. Validation of the SWAT model on a large river basin with point and nonpoint sources. *Journal of American Water Resources Association*, v. 37, n. 5, p. 1169-1188, 2001.
- SILVA, V. de A.; MOREAU, M.S.; MOREAU, A.M.S. dos S.; REGO, N.A.C. Uso da terra e perda de solo na Bacia Hidrográfica do Rio Colônia, Bahia. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 15, n. 3, p. 310-315, 2011.
- VANZELA L.S.; HERNANDEZ, F.B.T.; FRANCO, A.M.; Influência do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, v. 14, p 55-64. 2010.
- VEIGA, M. *Metodologia para coleta de amostras e análises físicas do solo*. Florianópolis: Epagri. 2011. 52p. (Boletim Técnico, 156).
- WILLIAMS, J. R. Sediment routing for agricultural watersheds. *Water Resources Bulletin*, v. 11 n 5, p. 965-974. 1975.

WINCHELL, M.; SRINIVASAN, R.; DI LUZIO, M.; ARNOLD, J. *ARCSWAT 2.3.4 interface for SWAT2005: User's guide*. Texas: Grassland, Soil and Water Research Laboratory/Agricultural Research Service/Blackland Research Center - Texas/Agricultural Experiment Station. 2009. 494p.

WISCHMEIER, W.H.; SMITH, D.D. *Predicting rainfall erosion losses; a guide to conservation planning*. Washington D.C., Department of Agriculture. 1978. 58p. (Agriculture Handbook, 537).

WISCHMEIER, W.H.; JOHNSON, C.B.; CROSS, B.V. A soil erodibility nomograph for farmland and construction sites. *Journal of Soil and Water Conservancy*, v. 26, n. 1, p. 189-193, 1971.

WREGE, M. et al. *Atlas Climático da Região Sul do Brasil*. Colombo: Embrapa Clima Temperado/Embrapa Florestas. 2011. 332p.

WUNDER, S. *Payment for environmental services: some nuts and bolts*. Center for International Forestry Research, v. 42, 23p. (occasional paper). 2005.

Éverton Blainski Centro de Informações de Recursos Ambientais e de Hidrometeorologia de Santa Catarina (CIRAM), Empresa de Pesquisa Agropecuária e Extensão Rural de Santa Catarina (Epagri), E-mail: evertonblainski@epagri.sc.gov.br.

Denilson Dortzbach CIRAM, Epagri, E-mail: denilson@epagri.sc.gov.br.

Ana Paula Esnidei Pereira CIRAM, Epagri, E-mail: esnidei@gmail.com.

Morgana Giovanella de Farias CIRAM, Epagri, E-mail: mogiofarias@gmail.com.

Revisa

Governança da água subterrânea no Estado do Rio Grande do Sul

Submissão: 03/12/14
Revisão: 03/12/14
Aprovação: 09/12/14

Noemia Bohn
Willian Jucelio Goetten
Alberto Pessati Primo

RESUMO: No cenário atual de insegurança hídrica, existe consenso sobre a importância estratégica das águas subterrâneas para garantir o acesso ao recurso em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Uma especificidade das águas subterrâneas no ordenamento jurídico brasileiro é a atribuição de sua dominialidade exclusivamente aos Estados federados aos quais compete sua gestão, mediante a construção de uma governança que articule os diferentes atores que orbitam em torno da água. Dentro desse contexto, o objetivo do artigo é apresentar os resultados da avaliação de desempenho do Estado do Rio Grande do Sul na governança da água subterrânea, por meio da aplicação de critérios distribuídos em domínios técnico, operacional/legal e institucional/legal. A pesquisa evidenciou que o Estado tem capacidade institucional e legal para impulsionar a governança das águas subterrâneas, porém, deve fomentar o desenvolvimento do conhecimento científico hidrogeológico para subsidiar a tomada de decisões e o processo de planejamento.

PALAVRAS-CHAVE: governança; águas subterrâneas; política estadual de recursos hídricos.

ABSTRACT: In the current scenario of water insecurity, there is consensus on the strategic importance of groundwater to ensure access to the resource at a level of quality appropriate to the respective uses. A specificity of groundwater in the Brazilian legal system is the allocation of its dominion only to federal states which are responsible for its management, by establishing a governance that articulates the different actors involved in water. In this context, the article aims to present the performance evaluation results of Rio Grande do Sul State in groundwater governance, by applying criteria distributed in technical, operational/legal and institutional/legal fields. The research showed that the state has the institutional and legal capacity to boost groundwater governance, however, it should promote the development of scientific hydrogeological knowledge to support the decision-making and planning process.

KEY WORDS: governance; groundwater; state water resources policy.

INTRODUÇÃO

No cenário atual de implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), instituída pela Lei nº 9.433/97, existe consenso sobre a importância estratégica das águas subterrâneas para se atingir o objetivo básico da política, que é assegurar a atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos. Porém, no início, tal reconhecimento não era tão evidente, uma vez que a própria Lei nº 9.433/97 em seu texto colocou em destaque apenas a água superficial (MMA, 2001; REBOUÇAS, 2006). O primeiro passo, para superação dessa lacuna normativa no âmbito da PNRH, se deu com aprovação pelo Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), da Resolução nº 15, de 12/01/2001, que estabelece diretrizes para a gestão integrada das

águas. Posteriormente outras resoluções do CNRH foram regulamentando a proteção e conservação das águas subterrâneas, bem como, sua consideração na aplicação dos instrumentos da PNRH, tais como as Resoluções CNRH nº 22/01, nº 91/08, nº 92/08 e nº 107/10.

A demora na inserção das águas subterrâneas no cenário da gestão de recursos hídricos se deve em grande parte a ausência de informações ou a informações pouco confiáveis sobre esse recurso, mas também, à grande disponibilidade de água superficial, existente no País. À medida que vai se ampliando a concentração da população nas áreas urbanas, com conseqüente aumento da demanda por água e deterioração desse recurso, surge uma pressão pela utilização das águas subterrâneas em virtude da sua qualidade e facilidade de acesso (GIORDANO, 2009; WOLKMER et al., 2011). Atualmente, porém, tal pressão já não é mais

apenas em virtude da qualidade, mas também da escassez da água superficial, provocada em grande parte pelas alterações climáticas. Tal pressão ao gerar conflitos, cria as condições necessárias para o desenvolvimento de políticas voltadas para a sua gestão (CAMPOS; FRACALANZA, 2010).

Uma especificidade das águas subterrâneas no ordenamento jurídico brasileiro, é que nos termos da Constituição Federal de 1988, art. 26, I, sua dominialidade é exclusiva dos Estados, portanto é a este ente federado que compete sua gestão de forma integrada com as águas superficiais. Assim como é de responsabilidade da União editar normas gerais (normas princípios), de aplicação nacional sobre águas, cabe aos Estados a regulamentação (normas-regras) para aplicação das normas gerais no âmbito estadual (POMPEU, 2010). Desta forma, a aplicabilidade da política nacional de recursos hídricos ocorre no âmbito estadual, por meio da formalização de uma política pública voltada a gestão dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos que especifica, detalha e adequa a norma geral à realidade estadual. O Estado federado, a exemplo da lei nacional, institui sua política de recursos hídricos por meio de uma lei, que estabelece princípios, objetivos, diretrizes e instrumentos para colocá-la em prática, bem como, os órgãos responsáveis pela sua implementação e que compõem o sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos. É esse conjunto de regras, instrumentos, processos e instituições que formam a estrutura básica de governança que irá possibilitar a implementação da política pública de recursos hídricos no Estado.

Porém, como a utilização da água subterrânea em grande escala é recente no País e a produção de conhecimento sobre as mesmas acompanha esta tendência, o que se percebe é uma grande indefinição acerca das regras que irão nortear a sua gestão. Entretanto, mais do que apontar as falhas é preciso compreender a complexidade desse novo cenário e auxiliar no aperfeiçoamento dos arranjos institucionais existentes e na definição de ações prioritária a ser empreendidas pelos Estados.

Um primeiro passo no aperfeiçoamento dos arranjos institucionais é compreender o contexto de governança no qual a água subterrânea está inserida. O que fica evidente da análise da literatura sobre esse tema, é que existe um conceito geral de governança e um conceito especificamente voltado para a governança da água, dos quais é possível extrair algumas características: sistemas multi-agentes e

multi-escalares de auto-organização e auto-regulação, interdependentes entre si; poderes e responsabilidade compartilhados; capacidade de coordenar ações coletivas frente às mudanças visando definir objetivos compartilhados (RICHARD; RIEU, 2009); diferentes elementos de escala; relações entre pessoas e formas pelas quais elas interagem entre si e com o seu contexto ambiental; sistemas de princípios, normas e regras que servem para guiar estas interações (TURTON et al., 2007).

Turton et al. (2007), no entanto, vão mais longe na sua análise, ao diferenciarem a governança como processo da governança como produto, e, ao propor um novo conceito de governança, que se traduz nos seguintes termos, “o processo que informa os tomadores de decisões e possibilita tanto trocas entre usuários que competem por um dado recurso, quanto equilíbrio na proteção e benefício por esse uso, de forma a mitigar conflitos, intensificar a equidade, assegurar sustentabilidade e comprometer os responsáveis oficiais”. Visto dessa forma, na perspectiva dos autores, a governança como processo implica um número de elementos distintos, envolvendo tomadores de decisões e resultados potencialmente contestáveis, enquanto governança como produto pode ser vista como a qualidade desses resultados, especialmente no que diz respeito à legitimidade das trocas e o nível pelo qual estas são contestadas ou aceitas pela sociedade em geral.

Avançando ainda mais na discussão, Turton et al. (2007) apresentam um modelo Triálogo de Governança fundamentado em três grupos de atores, Governo, Sociedade e Ciência e nas suas interações dinâmicas, cada qual se conectando com o outro por meio de duas interfaces. A interface Governo-Sociedade, a interface Governo-Ciência e a interface Ciência-Sociedade. São estas interfaces que caracterizam a função da governança como processo. A qualidade dessas interfaces determina também a extensão pela qual o governo pode gerar incentivos necessários para envolver a sociedade permitindo que a ciência informe o processo de tomada de decisão.

É possível afirmar que existe interface entre Governo-Ciência, quando os atos normativos conseguem traduzir os avanços científicos. Por outro lado, existe interface entre Governo-Sociedade quando determinada política pública expressa os anseios sociais, e a lei que a implementa ao estabelecer direitos e obrigações, traduz a evolução da sociedade em normas legais. Existe interface entre

Ciência-Sociedade quando o conhecimento científico é difundido, comunicado, transferido e colocado em prática com o objetivo de atender às demandas sociais. Diante do exposto, verifica-se que para desenvolver e implementar a governança da água entendida como processo, a política pública e sua estrutura legal, devem ser fundamentadas no conhecimento científico e na evolução de determinada sociedade (BOHN et al., 2014).

Embora política e legislação andem *a pari passu*, são fundamentalmente diferentes. A Política serve como um guia para os tomadores de decisões, já a lei impõe direitos e obrigações a ser cumpridos (BJÖRKLUND et al., 2009). Especificamente no caso brasileiro, ao se observar a estrutura da Lei nº 9.433/97, verifica-se que os artigos 1º ao 4º, tratam da política de recursos hídricos, pois estabelecem fundamentos, objetivos e diretrizes, que irão nortear a tomada de decisão, já os artigos 5º à 57, tratam dos instrumentos, instituições, competências e ações que na grande maioria, necessitam de um quadro regulamentar específico para o seu exercício e/ou para sua implementação.

Se no âmbito federal a estrutura legal da gestão de recursos hídricos e o arranjo institucional para

a sua operacionalização, estão em avançado estágio de implantação, tal fato não se reproduz nos Estados federados, pois embora tenham uma política de recursos hídricos aprovada em lei estadual, não dispõem de um quadro regulamentar e um arranjo institucional adequado para a sua operacionalização, em especial quando se trata de água subterrânea. Dentro desse contexto, a problemática que se impunha era como avaliar a governança da água subterrânea nos oito estados brasileiros situados na área de abrangência do Sistema Integrado Aquífero Guarani/Serra Geral.

Procedida a revisão da literatura, foram identificados alguns estudos passíveis de ser utilizados na solução do problema proposto. O primeiro, publicado por Foster et al. (2009), apresentava uma estrutura conceitual para a avaliação da governança da água subterrânea. O segundo, publicado por Pietersen et al. (2010), aplicava a metodologia de Foster et al. na África do Sul, em âmbito nacional e local, a partir de estudo de caso realizado no Botleg Dolomite Aquifer. Outros estudos identificados relatavam a aplicação do referido método na Índia, Quênia, Peru, Marrocos, Filipinas e Tanzânia (PIETERSEN et al., 2010; MUMMA et al., 2011; GARDUÑO

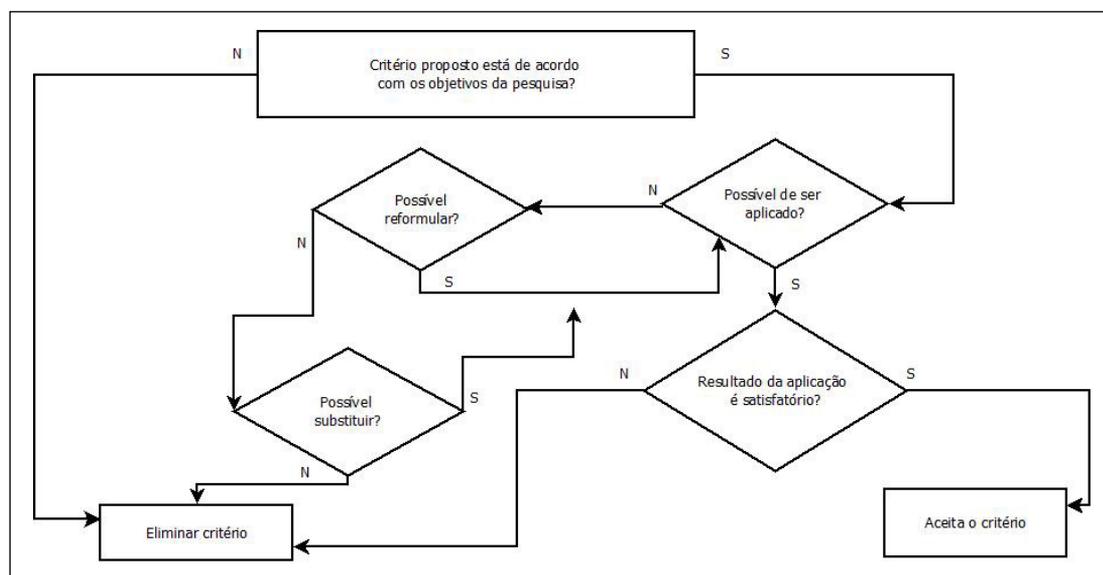


FIGURA 1. Fluxograma dos procedimentos para adaptação dos critérios.

et al., 2011). Basicamente o método proposto por Foster et al. (2009) consiste num *checking-list* de 20 critérios de avaliação comparativa, divididos em quatro domínios temáticos: (i) técnico; (ii) legal/institucional; (iii) coordenação político intersectorial; e, (iv) operacional. Trata-se de método pioneiro por se destinar especificamente a avaliação da governança da água subterrânea.

Assim, este artigo, desenvolvido no âmbito do Projeto Rede Guarani/Serra Geral, tem por objetivo avaliar o desempenho do Estado do Rio Grande do Sul na governança da água subterrânea, a partir da aplicação de metodologia adaptada de Foster et al. (2009).

METODOLOGIA

A metodologia compreende a aplicação de 20 critérios adaptados de Foster et al. (2009) à realidade brasileira, de forma a torná-los compatíveis com as disposições normativas relacionadas à gestão ambiental e de recursos hídricos, conforme procedimento demonstrado na Figura 1.

Reestruturados os critérios e os domínios correspondentes conforme Quadro 1, foram elaboradas regras de atribuição de pontos para objetivar a análise de desempenho do Estado do Rio Grande do Sul em relação aos critérios objeto de análise, conforme Quadro 2.

Na sequência aplicou-se o *check-list* por meio de coleta de dados e informações disponibilizadas nos sítios eletrônicos oficiais do Governo do Estado do Rio Grande do Sul e atribuiu-se pontuação, conforme o desempenho do Estado em relação ao critério pesquisado. Foram levadas em consideração apenas as informações publicadas nos sítios eletrônicos até 31 de maio de 2014. Há que se esclarecer que o critério de nº 20, “Coordenação entre as políticas de recursos hídricos, ambiental, agrícola, energética, econômica, prevenção de desastres e ordenamento territorial”, em virtude da complexidade do tema, não foi levantado pela pesquisa e será objeto de estudo específico a ser realizado posteriormente. Cumpre esclarecer que na análise e discussão dos resultados, efetuou-se primeiramente uma caracterização do Estado do Rio Grande do Sul, em seguida elaborou-se uma tabela geral contendo a pontuação recebida pelo Estado em cada um dos critérios objeto da pesquisa e por fim foram feitos comentários sobre o desempenho do Estado em cada um dos domínios analisados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Estado do Rio Grande do Sul, cuja capital é Porto Alegre, está localizado no extremo Sul do Brasil. O Estado composto por 496 municípios possui uma área de 281.730,223 km², uma população de 10.693.929 habitantes e uma densidade populacional de 39,79 hab./km². A população urbana é composta por 9.100.291 hab. (85,1%) e a população rural por 1.593.638 hab. (14,9%) (ANA, 2010). O Estado do Rio Grande do Sul é atualmente a quarta economia do Brasil, tendo como referência o Produto Interno Bruto (PIB). O Estado participa com 6,7% do PIB Nacional, ficando apenas atrás de São Paulo (33,1%), Rio de Janeiro (10,8%) e Minas Gerais (9,3%). Apesar do crescimento apresentado nas últimas décadas pelo setor de serviços, a economia gaúcha é impulsionada por dois setores hegemônicos: agropecuária e a indústria de transformação.

Em relação ao uso da água, a vazão de retirada (demanda total) é de 371,83 m³/s (15,67% da demanda nacional), desse total, 10% é destinado ao uso industrial, 8% ao uso urbano, 1% ao uso rural, 3% ao uso animal e 78% para uso na irrigação. No que se refere ao uso da água para abastecimento urbano verificou-se que 286 municípios do Estado são abastecidos exclusivamente por águas subterrâneas, enquanto que os mananciais superficiais são utilizados para o abastecimento de 134 sedes urbanas. Os demais 76 municípios são abastecidos de forma mista (mananciais superficiais e subterrâneos) (ANA, 2010). A dependência do Estado do Rio Grande do Sul em relação à água subterrânea é demonstrada pelo fato de que 362 municipalidades, aproximadamente 70%, são total ou parcialmente abastecidas por tal recurso. Apesar dessa dependência, de acordo com a Secretaria do Meio Ambiente (2007) verificam-se situações críticas de disponibilidade de água subterrânea nas Bacias Hidrográficas dos rios Gravataí, Sinos, Caí e Lago Guaíba e situações críticas em termos de qualidade da água subterrânea nas Bacias Hidrográficas dos rios Gravataí, Sinos, Vacacaí, Vacacaí Mirim, Baixo Jacuí, Lago Guaíba, Pardo, Mirim São Gonçalo, Turvo-Santa-Rosa-Santo Cristo, Ibicuí, Santa Maria, Negro e Várzea. O fato de a água subterrânea exercer um importante papel no desenvolvimento do Estado e, sua disponibilidade e qualidade estarem comprometidas em diversas bacias hidrográficas, implica na necessidade de se adotar medidas urgentes por parte da administração pública estadual visando garantir a sua proteção e adequado gerenciamento.

QUADRO 1
Critérios propostos para avaliação da governança da água subterrânea

Domínio	CHECK-LISTEm cada caso, os critérios devem ser classificados individualmente levando em consideração, no caso dos critérios técnicos a comprovação da sua existência, e nos demais critérios, as disposições legais e regulamentares existentes sobre o mesmo e a capacidade institucional para sua implementação.		
	Nº	Critério	Contexto
Técnico	1	Existência de mapas hidrogeológicos básicos.	Verificar a existência de mapas que identifiquem as águas subterrâneas.
	2	Caracterização das águas subterrâneas.	Verificar a existência de estudos que classifiquem a tipologia das águas subterrâneas.
	3	Rede de monitoramento piezométrico.	Verificar a existência de uma rede de monitoramento piezométrico que estabeleça o status do recurso.
	4	Rede de monitoramento da qualidade da água subterrânea.	Verificar a existência de uma rede de monitoramento que identifique a qualidade das águas subterrâneas.
	5	Avaliação de risco de contaminação de águas subterrâneas.	Verificar a existência de estudos que identifiquem atividades e situações que possam colocar em risco a qualidade das águas subterrâneas.
	6	Base de dados referente à prospecção geofísica.	Verificar a existência de dados que identifiquem os locais mais propícios a perfuração de poços.
	7	Existência de uma mapapotenciométrico.	Verificar a existência de mapas potenciométricos que identifiquem zonas de recarga, fluxo e descarga de aquíferos.
	8	Disponibilidade de modelos numéricos de gestão de aquíferos.	Verificar a existência de modelos numéricos de gestão ao menos preliminares dos aquíferos críticos e estratégicos.
Operacional/ Legal	9	Enquadramento das águas subterrâneas.	Verificar a existência de enquadramento das águas subterrâneas nos termos da Resolução CONAMA nº 396/2008.
	10	Outorga de direito de uso da água subterrânea.	Verificar a existência e aplicação de procedimento administrativo de outorga.
	11	Cobrança pelo uso da água subterrânea.	Verificar a existência e aplicação de procedimento administrativo de cobrança.
	12	Sistema de informações sobre recursos hídricos subterrâneos.	Verificar a existência de uma sistema de coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre águas subterrâneas e fatores intervenientes em sua gestão.
	13	Plano de ação para a gestão das águas subterrânea.	Verificar a existência de regulamentação e elaboração de plano estadual de recursos hídricos que contemple, diagnóstico, medidas e instrumentos para a gestão da água subterrânea.
	14	Licenciamento para perfuração de poços.	Verificar a existência e aplicação de procedimento administrativo de licenciamento.
	15	Licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras das águas subterrâneas;	Verificar a existência e aplicação de procedimento administrativo de licenciamento, capaz de proibir ou restringir a atividade se oferecer risco às águas subterrâneas.
	16	Sanções pelo descumprimento da legislação de proteção da água subterrânea.	Verificar a existência e aplicação de procedimento administrativo de responsabilização pelo descumprimento da legislação.
Institucional/ Legal	17	Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos.	Verificar a existência de sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos, cujos órgãos, tenham competência para a gestão da água subterrânea.
	18	Organizações comunitárias de gestão de aquíferos.	Verificar a existência de regulamentação e a criação de organizações voltadas à mobilizar a participação da comunidade para a gestão de aquíferos.
	19	Participação da sociedade civil na gestão das águas subterrâneas.	Verificar a existência de paridade na representação da sociedade civil junto ao Comitê de Bacia Hidrográfica.
Coordenação Política-Inter-setorial	20	Coordenação entre as políticas de recursos hídricos, ambiental, agrícola, energética, econômica, prevenção de desastres e ordenamento territorial.	Verificar a existência de articulação entre as políticas pública mencionadas no âmbito do planejamento estadual (plano plurianual).

Fonte: Adaptado de Foster et al. (2009).

QUADRO 2
Regras de atribuição de pontos conforme o domínio dos critérios

Pontuação dos critérios de domínio técnico			
Inexiste	Existe previsão	Em elaboração	Efetivado
0 (zero) ponto	1 (um) ponto	2 (dois) pontos	3 (três) pontos
Pontuação dos critérios de domínio operacional/legal e institucional/legal			
Sem previsão	Previsão constitucional e/ou legal	Previsão de regulamentação infra legal	Implantado
0 (zero) ponto	1 (um ponto)	1 (um) ponto	1 (um ponto)

Na Tabela 1 são apresentados os resultados da pontuação obtida pelo Estado em cada um dos 19 critérios que foram objeto da pesquisa.

Da leitura da Tabela 1 verifica-se que o Estado do Rio Grande do Sul obteve um total de 11 (onze) pontos nos critérios de domínio técnico, um total de 17 (dezesete) pontos nos critérios de domínio operacional/legal e 3 (três) pontos nos critérios de domínio institucional/legal. Assim, o valor total da pontuação obtida pelo Estado do Rio Grande do Sul, foi de 31 (trinta e um) pontos, quando a pontuação máxima a ser atingida pelo Estado em relação aos domínios analisados seria de 57 (cinquenta e sete) pontos.

Dos dados extraídos da Tabela 1, verificou-se especificamente em relação a pontuação obtida em cada um dos domínios, o que segue:

- ⊞ Domínio Técnico: foi obtida pontuação máxima, ou seja, 3, nos critérios “existência de mapa hidrogeológico básico”, “caracterização da água subterrânea” e “existência de mapa potenciométrico”; foi obtida pontuação 1 nos critérios “rede de monitoramento piezométrico” e “rede de monitoramento da qualidade da água subterrânea”; foi obtida pontuação 0 nos critérios “avaliação de risco de contaminação da água subterrânea”, “base de dados referentes à prospecção geofísica” e “modelos numéricos de gestão de aquíferos”;
- ⊞ Domínio Operacional/Legal : foi obtida pontuação máxima, ou seja, 3, nos critérios “outorga de direito de uso de recursos hídricos subterrâneos”, “licenciamento ambiental para perfuração de poços”, “licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras”, “sanções pelo descumprimento da legislação de água subterrânea”; foi obtida pontuação 2 no

critério “plano estadual de recursos hídricos/ plano de ação para a gestão das águas subterrâneas; foi obtida a pontuação 1 nos critérios “enquadramento dos corpos d’água subterrâneos conforme os usos preponderantes”, “cobrança pelo uso de recursos hídricos subterrâneos” e “sistema de informações sobre recursos hídricos subterrâneos”.

- ⊞ Domínio Institucional/Legal: foi obtida pontuação 3 no critério “participação da sociedade civil na gestão das águas subterrâneas”; foi obtida pontuação 2 no critério e “sistema estadual de gerenciamento de recursos hídricos”; e, foi obtida a pontuação 1 para as “organizações comunitárias de gestão de aquíferos”.

Assim o Estado do Rio Grande do Sul atingiu 11 pontos de um total de 24 para os critérios de domínio técnico que corresponde a um percentual de 46% dos pontos a ser obtidos para esse domínio; 17 pontos de um total de 27 para os critérios de domínio operacional/legal, que corresponde a um percentual de 63% dos pontos a ser obtidos para esse domínio; e 6 pontos de um total de 9 para os critérios de domínio institucional/legal, que corresponde a um percentual de 66% dos pontos a ser obtidos para esse domínio.

Do exposto verifica-se que o Estado do Rio Grande do Sul obteve melhor desempenho nos critérios de domínio institucional/legal (66%), seguidos dos critérios de domínio operacional/legal (63%), e por fim, dos critérios de domínio técnico (46%). Quanto ao desempenho geral, atingiu 60% da pontuação máxima que poderia ser obtida.

Quanto ao domínio técnico, foi possível verificar com a pesquisa, poucas iniciativas direcionadas para a aquisição de um conhecimento mais aprofundado acerca dos recursos hídricos subterrâneos do Esta-

TABELA 1
Síntese de avaliação do desempenho do Estado do Rio Grande do Sul

Domínio	Critérios	Pontuação			Avaliação (pontos)		
		Inexistente0 ponto	Previsão1 ponto	Em elaboração2 pontos		Efetivado3 pontos	
Técnico	1. Existência de mapa hidrogeológico básico	-	-	-	3		
	2. Caracterização da água subterrânea	-	-	-	3		
	3. Rede de monitoramento piezométrico	-	1	-	1		
	4. Rede de monitoramento de qualidade da água subterrânea	-	2	-	1		
	5. Avaliação de risco de contaminação da água subterrânea	0	-	-	0		
	6. Base de dados referente à prospecção geofísica	0	-	-	0		
	7. Existência de mapa potenciométrico	-	-	-	3		
	8. Modelos numéricos de gestão de aquíferos	0	-	-	0		
Sub-total					11		
Operacional / Legal	Critérios	Pontuação			Avaliação (pontos)		
		Inexistente0 ponto	Previsão1 ponto	Em elaboração2 pontos		Efetivado3 pontos	
		9. Enquadramento dos corpos de água subterrânea conforme os usos preponderantes	-	1	0	0	1
		10. Outorga de direito de uso de recursos hídricos subterrâneos	-	1	1	1	3
		11. Cobrança pelo uso de recursos hídricos subterrâneos	-	1	0	0	1
		12. Sistema de informações sobre recursos hídricos subterrâneos	-	1	0	0	1
		13. Plano Estadual de recursos hídricos/Plano de ação para a gestão das águas subterrâneas	-	1	1	0	2
		14. Licenciamento ambiental para perfuração de poços	-	1	1	1	3
		15. Licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras das águas subterrâneas	-	1	1	1	3
		16. Sanções pelo descumprimento da legislação de Proteção da água subterrânea	-	1	1	1	3
		Sub-total					17
		Domínio Institucional/Legal	Critérios	Pontuação			Avaliação (pontos)
				Inexistente0 ponto	Previsão1 ponto	Em elaboração2 pontos	
				17. Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos	-	1	1
		18. Organizações comunitárias de gestão de aquíferos	-	1	0	0	1
		19. Participação da sociedade civil na gestão de recursos hídricos subterrâneos	-	1	1	1	3
Sub-total					6		
Domínio Político Intersetorial	Critérios	Pontuação			Avaliação (pontos)		
		Inexistente0 ponto	Previsão1 ponto	Em elaboração2 pontos		Efetivado3 pontos	
20. Coordenação entre as políticas de recursos hídricos, ambiental, agrícola, energética, econômica, prevenção de desastres e ordenamento territorial	-	-	-	-	-		
Sub-total					34		

do. Dos oito instrumentos avaliados como sendo expressivos do conhecimento científico requerido, para fomentar os processos de elaboração normativa, orientação dos usos, gestão da disponibilidade e da demanda, somente três foram desenvolvidos e executados (mapa hidrogeológico, mapa potenciométrico e caracterização da água subterrânea). Embora tais instrumentos tenham sido desenvolvidos por meio de convênio efetuado entre o Departamento de Recursos Hídricos (DRH)/Secretaria do Meio Ambiente (SEMA) e Serviço Geológico do Brasil (CPRM), os dados por eles gerados estão disponíveis somente no sítio oficial do CPRM, não tendo sido incorporados ao Sistema de Informações de Recursos Hídricos do Estado, atualmente em fase de construção e portanto, de conhecimento restrito da população em geral e dos próprios órgãos integrantes do Sistema Estadual de Recursos Hídricos (SERH). Se o CPRM (órgão federal) desenvolveu metodologia para os estudos realizados, executou-a e atualmente detém o banco de dados com as informações geradas, há que se questionar até que ponto o Estado do Rio Grande do Sul, por meio dos órgãos integrantes do SERH, se apropriou do conhecimento gerado e está em condições de aplicá-lo nos procedimentos administrativos de licenciamento ambiental, autorização prévia, outorga, cobrança e aplicação de sanções e penalidades relacionadas à utilização das águas subterrâneas.

Quanto ao domínio operacional/legal os pontos fortes do Estado do Rio Grande do Sul estão relacionados aos procedimentos administrativos de outorga, licenciamento ambiental para perfuração de poços, licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras e aplicação de sanções pelo descumprimento da legislação de proteção da água subterrânea. Há que se esclarecer que a avaliação dos procedimentos mencionados se restringiu a verificação da existência de previsão constitucional e/ou legal, previsão regulamentar e efetiva implantação do instrumento, ou seja, o objetivo da pesquisa foi analisar a existência de um arcabouço jurídico-legal que oriente os procedimentos e arranjos institucionais necessários para a implantação do instrumento. Não foi objeto de análise a qualidade dessa implantação. Tal advertência faz-se necessária, porque como constatado no parágrafo anterior, existe uma lacuna em termos de conhecimento científico acerca dos recursos hídricos subterrâneos do Estado. Ora se inexistente conhecimento sobre o recurso, quais os critérios que estão pautando a concessão da outorga da água subterrânea no Rio Grande do Sul? Mesmo cientes da

limitação quanto à qualidade das outorgas que estão sendo concedidas para o uso da água subterrânea, como o desempenho do Estado foi avaliado com a pontuação máxima em relação a este critério? Para responder a tais questionamentos, volta-se a insistir no fato de que o objeto da pesquisa é a governança como processo e não como produto, ou seja, não foi objeto de análise a qualidade das outorgas concedidas, mas sim a existência de procedimentos definidos legalmente e de órgãos competentes para a sua execução. Quanto ao licenciamento ambiental para perfuração de poços, verificou-se que inexistente no Estado, porém, em contrapartida foi constatada a existência de procedimento similar denominado autorização prévia, que está sob a responsabilidade do DRH, vem sendo executado e devidamente publicizado. Quanto ao licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras das águas subterrâneas, verificou-se no Estado a existência de dispositivos legais e regulamentares específicos orientando a atuação do órgão licenciador, dentre os quais, cumpre mencionar pela sua importância, o Decreto Estadual nº 42.047/02 que dispõe sobre o gerenciamento e a conservação das águas subterrâneas e dos aquíferos no Estado. Quanto às sanções pelo descumprimento da legislação de proteção da água subterrânea, novamente aqui, pode se instalar a dúvida acerca da qualidade dessa fiscalização. No entanto, cabe mencionar que a previsão legal e regulamentar existe, os procedimentos e órgãos competentes estão definidos e vem sendo implantada. O que se pode sugerir é o seu aprimoramento, especialmente em virtude de notícias jornalísticas informando sobre a grande quantidade de multas administrativas que não estão sendo arrecadadas em virtude da inoperância do órgão fiscalizador.

Quanto aos pontos fracos do desempenho do Estado do Rio Grande do Sul no domínio operacional/legal estão relacionados ao enquadramento, cobrança, sistema de informações e plano de ação para a gestão das águas subterrâneas. No que se refere ao “enquadramento dos corpos de água subterrâneos em classes segundo os usos preponderantes”, verificou-se lacuna tanto no âmbito regulamentar quanto de implementação. No âmbito regulamentar, já existe uma resolução do CONAMA em nível federal que dispõe sobre o ordenamento da matéria, que poderia servir de modelo para a regulamentação no Estado. Porém quanto à implantação desse instrumento, verifica-se um grau de dificuldade maior, ante a inexistência de uma rede de monitoramento de qualidade da água

subterrânea no Estado que possa auxiliar na elaboração das propostas de enquadramento feitas pelas Agências de Recursos Hídricos (ARH) e Comitês de Bacia Hidrográfica (CBH) para serem posteriormente inseridas nos planos de bacia hidrográfica. No que se refere à “cobrança pelo uso de recursos hídricos subterrâneos”, verificou-se também a ausência de previsão regulamentar e de implantação do instrumento. A princípio é possível justificar a não implementação da cobrança em virtude da ausência de conhecimento científico sobre as águas subterrâneas e da ausência de implementação do enquadramento, do sistema de informações e de planejamento em nível estadual e de bacia hidrográfica. Porém, ao final, por discussões que se tem acompanhado acerca da implantação do Plano Estadual de Recursos Hídricos (PERH) no Rio Grande do Sul, verificou-se que o entrave maior é eminentemente político, uma vez que o Poder Legislativo e o Poder Executivo não parecem dispostos a assumir o ônus eleitoral dessa decisão. Quanto ao “Plano Estadual de Recursos Hídricos/Plano de Ação para a gestão das Águas Subterrâneas” verificou-se que o PERH já foi concluído e está aguardando aprovação da Assembleia Legislativa, mediante aprovação de projeto de lei. A demora na elaboração do plano com certeza contribuiu para imprimir um ritmo mais lento na implantação da política estadual de recursos hídricos como um todo. Sem um instrumento de planejamento para orientar as ações do SERH, cria-se um ambiente propício para desvios de percurso, duplicidade de ações, ausência de metas e falta de clareza com relação às prioridades. Porém um ponto positivo é a previsão no plano, de programa de ação específico voltado para as águas subterrâneas, o que demonstra que o Estado não está alheio a esta questão.

Quanto ao domínio institucional/legal o ponto forte do Estado do Rio Grande do Sul está na “participação da sociedade civil nos comitês de bacia hidrográfica” uma vez que em todos os 25 CBH do estado foi observado o critério de composição previsto na Lei nº 10.350/94, ou seja, os CBH devem ser compostos por 40% de representantes dos usuários da água, 40% de representantes da população da bacia e 20% de representantes dos órgãos da administração direta federal e estadual que tenham relação com recursos hídricos.

Quanto aos pontos fracos do desempenho do Estado do Rio Grande do Sul no domínio institucional/legal estão relacionados ao “sistema de gerenciamento de recursos hídricos” e as “organizações comunitárias de gestão de aquíferos”. No que se refere ao SERH,

tanto a estrutura dos órgãos que o integram quanto as suas competências deveriam ser melhores estabelecidas, principalmente, no que diz respeito às atribuições do Conselho Estadual de Recursos Hídricos (CRH/RS), DRH, Fundação Estadual de Proteção Ambiental Henrique Luiz Roessler (FEPAM) e SEMA. Porém há que se reconhecer que, mesmo faltando certa clareza nas atribuições, verifica-se uma articulação do SERH com o Sistema Estadual de Proteção Ambiental (SISEPRA). Outro problema evidenciado no SERH está na criação das Agências de Região Hidrográfica, uma vez que das três previstas para o Estado, apenas uma (ARH Guaíba) foi criada até o momento, e mesmo assim, em caráter experimental. No que se refere às “organizações comunitárias de gestão de aquífero”, não parece ser ainda uma prioridade no Estado, pois não existe nenhum dispositivo regulamentar sobre o assunto, bem como, não existem organizações criadas com esta finalidade. Conforme visto no item da caracterização do Estado, já existem bacias hidrográficas que contêm áreas críticas em termos de quantidade e qualidade das águas subterrâneas, porém o desconhecimento da população quanto ao tema, tanto por falta de conhecimento científico, quanto por falta de compreensão das informações que existem, não contribui para a mobilização social em torno da criação de organizações voltadas à gestão de aquíferos. O Estado do Rio Grande do Sul já tem uma experiência acumulada no gerenciamento de conflitos pelo uso da água em bacias hidrográficas onde a disponibilidade hídrica está próxima da demanda. Muito embora tais conflitos se restrinjam a água superficial, essa experiência pode contribuir para a implantação futura das organizações de aquífero. Mas para que o processo avance, faz-se mister regulamentar o procedimento de criação destas organizações.

CONCLUSÃO

A pontuação obtida pelo Estado do Rio Grande do Sul é indicativa da maior ou menor capacidade do Estado para implantar procedimentos e arranjos institucionais que permitam uma gestão eficaz da água subterrânea.

Os resultados indicam uma maior capacidade do Estado do Rio Grande do Sul em implantar procedimentos e arranjos institucionais relacionados aos critérios do domínio institucional/legal e uma menor capacidade em implantar procedimentos e arranjos institucionais relacionados aos critérios de domínio técnico e operacional/legal.

Os resultados indicam ainda que no âmbito da previsão constitucional e/ou legal todos os critérios dos domínios institucional/legal e operacional/legal, com exceção, do critério “Coordenação entre as políticas de recursos hídricos, ambiental, agrícola, energética, econômica, prevenção de desastres e ordenamento territorial” foram contemplados de forma genérica ou específica na Constituição ou na legislação estadual. Já no âmbito da previsão regulamentar somente os critérios “outorga de direito de uso de recursos hídricos subterrâneos”, “plano estadual de recursos hídricos/plano de ação para a gestão das águas subterrâneas”, “licenciamento ambiental para perfuração de poços”, “licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras das águas subterrâneas”, “sanções pelo descumprimento da legislação de proteção da água subterrânea” e “Sistema Estadual de Gerenciamento de Recursos Hídricos” foram contemplados. De forma que cumpre ao Estado exercer o seu poder regulamentar para tornar operacionais os critérios “enquadramento dos corpos de água subterrânea conforme os usos preponderantes”, “cobrança pelo uso de recursos hídricos subterrâneos”, “sistema de informações sobre recursos hídricos subterrâneos” e “organizações comunitárias de gestão de aquíferos”, sem o qual não serão implementados.

No âmbito legal da estruturação do SERH cabe mencionar que a delegação das atribuições do órgão gestor de recursos hídricos para a Diretoria de uma Secretaria de Estado, não parece ser o modelo mais adequado para a efetivação da governança. A criação de uma autarquia específica para exercer a competência do órgão gestor de recursos hídricos, modelo adotado em muitos estados brasileiros, possibilita uma melhor autonomia e estrutura em termos de pessoal e recursos financeiros. Além do que, Secretarias de Estado tem a função primordial de definir políticas e indicar ações prioritárias para a atuação do Estado e não executar essas políticas, que regra geral na administração ambiental brasileira estão sob a responsabilidade de órgãos da administração indireta, que tem competência específica de execução das políticas dos órgãos da administração direta aos quais estão vinculados.

O fato de o Estado do Rio Grande do Sul não ter ainda aprovado o seu plano estadual de recursos hídricos é um fator que dificulta a implantação dos demais instrumentos de gestão. Sem programa de ações, metas, responsabilidades e prazos definidos não há como se atingir uma adequada governança dos recursos hídricos em geral e da água subterrânea em particular.

No domínio técnico, a inexistência dos critérios “avaliação de risco de contaminação da água subterrânea”, “base de dados referente à prospecção geofísica” e “modelos numéricos de gestão de aquíferos” e a existência apenas de previsão dos critérios “rede de monitoramento piezométrico” e “rede de monitoramento de qualidade da água subterrânea” demonstram a ausência de estímulo por parte do Governo do Estado do Rio Grande do Sul na produção de conhecimento científico sobre as águas subterrâneas.

Os resultados indicam ainda que no domínio operacional/legal a não implantação do “sistema de informações sobre recursos hídricos subterrâneos”, impede o acesso à informação e dificulta a participação social na gestão das águas subterrâneas. O fato de as informações contidas nos critérios “existência de mapa hidrogeológico básico”, “caracterização da água subterrânea” e “existência de mapa potenciométrico” estarem disponíveis no sítio oficial da CPRM e não estarem disponíveis no sistema de informações do SERH, dificultam não apenas a apropriação dessa informação pela população em geral, como também, pelos próprios integrantes do SERH.

Por fim é possível afirmar que ao obter 60% da pontuação total, o Estado do Rio Grande do Sul demonstra ter capacidade institucional e arcabouço jurídico-legal suficiente para impulsionar as medidas necessárias para efetivar a governança das águas subterrâneas, porém, deve fomentar o desenvolvimento do conhecimento científico hidrogeológico para subsidiar a tomada de decisões e o processo de planejamento.

Quanto ao método, verificou-se que os critérios utilizados demonstraram coerência e robustez para avaliar em que medida se dá a governança das águas subterrâneas dentro de um contexto específico, de forma que o diagnóstico elaborado pode ser considerado cientificamente relevante. O aspecto positivo do método é que ele dialoga com diversas áreas do conhecimento, que exercem papel fundamental na governança da água subterrânea, tais como o direito, engenharia, geologia, planejamento e administração pública e é flexível o suficiente para ser aplicado a diferentes contextos sócio políticos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAPES, à FAPESC e ao CNPq pelo apoio ao desenvolvimento deste trabalho.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS - ANA (Brasil). **Atlas Brasil. Abastecimento urbano de água: resultados por Estado**. vol. 2. Brasília, DF: ANA, 2010. p. 83-85.
- BJÖRKLUND, G.; et al. Policies, laws and finance. In: UNESCO. **The United Nations world water development report 3: water in a changing world**. Paris: UNESCO; Londres: Earthscan, 2009. p. 49-67.
- BOHN, N.; et al. **Governança da água subterrânea: um estudo de caso em Goiás, Minas Gerais, Paraná e Santa Catarina**. In: Congresso brasileiro de águas subterrâneas, 18., 2014, Belo Horizonte. Anais... Belo Horizonte: ABAS, 2014. 1 CD-ROM.
- CAMPOS, V. N. O.; FRACALANZA, A. P. Governança das águas no Brasil: conflitos pela apropriação da água e a busca da integração como consenso. **Rev. Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. 13, n. 2, p. 365-383, jul./dez. 2010. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S1414-753X2010000200010&lng=pt&nrm=iso&tlng=pt>. Acesso em: 27 jan. 2014.
- FOSTER, S.; et al. **Groundwater governance: conceptual framework for assessment of provisions and needs**. GW-Mate strategic overview series. No. 1. Washington: World Bank, 2009.
- GARDUÑO, H.; et al. **India groundwater governance: case study**. Water papers. Washington: World Bank, 2011. Disponível em: <<http://water.worldbank.org/sites/water.worldbank.org/files/GWGovernanceIndia.pdf>>. Acesso em: 22 jun 2014.
- GIORDANO, M. **Global groundwater? Issues and solutions**. The annual review of environment and resources. Colombo, Sri Lanka: International water management institute, 2009. Disponível em: <<http://www.annualreviews.org/doi/pdf/10.1146/annurev.enviro.030308.100251>>. Acesso em: 10 set. 2013.
- Ministério do Meio Ambiente – MMA (Brasil). **Programa nacional de águas subterrâneas**. Brasília, DF: ANA, 2001. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/index.php/agua/recursos-hidricos/aguas-subterraneas/programa-nacional-de-aguas-subterraneas>. Acesso em: 14 mar. 2014.
- MUMMA, A.; et al. **Kenya groundwater governance: case study**. Water papers. Washington: World Bank, 2011. Disponível em: http://www.wds.worldbank.org/external/default/WDSContentServer/WDSP/IB/2012/08/08/000333038_20120808020230/Rendered/PDF/17260WP0Box370C00GWGovernanceKenya.pdf Acesso em: 22 jun. 2014.
- PIETERSEN, K. et al. **Groundwater governance in South Africa: a status assessment**. In: International Conference on Groundwater Special Edition, v. 38, n. 3, Pretória, 2010. Anais..., Pretória: Water S.A., 2010.
- POMPEU, C. T. **Direito de águas no Brasil**. 2. ed. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2010.
- SECRETARIA DO MEIO AMBIENTE. **Relatório anual sobre a situação dos recursos hídricos no Estado do Rio Grande do Sul 2007-2008**. Porto Alegre: SEMA, dez. 2008. Disponível em: <<http://www.comiteibicui.com.br/artigos/Relatorio%20Anual%20sobre%20a%20situacao%20dos%20RH%20no%20Estado%20do%20RS%20%20dedicao%2020072008.pdf>>. Acesso em: 10 abr. 2014.
- REBOUÇAS, A. C. Águas subterrâneas. In: REBOUÇAS, A.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Orgs.) **Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação**. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006. p. 111-144
- RICHARD, S.; RIEU, T. Uma abordagem histórica para esclarecer a governança da água. In: JACOBI, P. R.; SINISGALLI, P. de A. (Orgs.) **Dimensões político institucionais da governança da água na América Latina e Europa**. São Paulo: Annablume, 2009, p. 227-243.
- TURTON, A. R.; HATTINGH, J.; CLASSENS, M.; ROUX, D. J.; ASHTON, P. J. Towards a model for ecosystem governance: An integrated water resource management example. In: (Org.) TURTON, et al. **Governance as a dialogue: Government – Society-Science in transition**. Berlin: Springer, 2007. p. 01-28.
- WOLKMER, M. F.; et al. A Rede Guarani/Serra Geral: um projeto em movimento. In: TREVISOL, J. V.; SCHEIBE, L. F. (Orgs.) **Bacia hidrográfica do rio do Peixe: natureza e sociedade**. Joaçaba: Editora UNOESC, 2011. p. 371-391.

Noemia Bohn Doutora em direito. Professora vinculada ao Programa de Pós-Graduação em engenharia ambiental – PPGEA. Pesquisadora do Projeto Rede Guarani / Serra Geral. Universidade Regional de Blumenau – FURB. E-mail: noemia@furb.br.

Willian Jucelio Goetten Engenheiro ambiental, mestrando em engenharia ambiental. Vinculado ao Programa de Pós-Graduação em engenharia ambiental – PPGEA. Pesquisador do Projeto Rede Guarani / Serra Geral. Universidade Regional de Blumenau – FURB. E-mail: willian.j.goetten@gmail.com.

Alberto Pessati Primo Bacharel em direito. Pesquisador do Projeto Rede Guarani / Serra Geral. Universidade Regional de Blumenau – FURB. E-mail: alberto.primo@benner.com.br.

Diretrizes para a elaboração e execução de programas de monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios hidrelétricos

Submissão: 13/03/14
Revisão: 03/06/14
Aprovação: 09/12/14

Daniela Maimoni Figueiredo
Rúbia Cruz-Fantin

RESUMO: Este trabalho visa apontar diretrizes, métodos e critérios para a elaboração e execução de programas de monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios hidrelétricos, nas fases de diagnóstico (estudos de impacto ambiental), instalação (incluindo o enchimento do reservatório) e operação. Para tanto, foram explicitados alguns conceitos que formam a base para a compreensão e apresentados critérios para a seleção das variáveis físicas, químicas e biológicas a serem avaliadas, dos locais de coleta e da periodicidade das amostragens, baseados no conhecimento das condições naturais e antrópicas da bacia hidrográfica e na inter-relação com outros programas ambientais do empreendimento hidrelétrico. Foi apontada ainda a importância da reavaliação periódica destes programas e a necessidade de objetividade, visando maior eficiência no atendimento as demandas da sociedade, do empreendedor, dos órgãos de controle ambiental e das legislações pertinentes, bem como a otimização dos recursos financeiros. O programa bem planejado e executado certamente subsidiará a avaliação, a eliminação e/ou mitigação dos impactos ambientais inerentes aos empreendimentos hidrelétricos.

PALAVRAS-CHAVE: Pequenos reservatórios, Limnologia, Indicadores, Gestão dos Recursos Hídricos.

ABSTRACT: This paper aimed at indicating guidelines, methods and criteria for the elaboration and implementation of programs to monitor water quality in small hydroelectric reservoirs, during the stages of diagnosis (environmental impact assessments), installation (including filling the reservoir) and operation. For this purpose we explained some concepts that form the basis for understanding and presented criteria for the selection of physical, chemical and biological variables to be assessed, sampling sites and frequency of sampling, based on knowledge of the natural and anthropogenic conditions of the watershed and on the interrelationship with other environmental programs of the hydroelectric project. The importance of periodical reassessment of these programs and the need for objectivity, seeking greater efficiency to meet the demands of society, entrepreneurs, environmental control agencies and of relevant legislation, as well as the optimization of financial resources were also highlighted. A well-planned and implemented program will certainly provide additional information for the assessment, elimination and/or mitigation of environmental impacts inherent to hydropower projects.

KEY WORDS: Small reservoirs, Limnology, Indicators, Water Resources Management.

INTRODUÇÃO

A produção de energia em pequenas hidrelétricas no Brasil apresentou um aumento expressivo nos últimos anos, principalmente nas regiões norte e centro-oeste, que ainda possuem muitos rios com potencial energético. Esta forma de geração de energia, mesmo sendo considerada renovável e limpa, causa modificações no rio principal e outros ambientes aquáticos associados, como tributários menores, áreas úmidas, a montante e principalmente a jusante deste rio. Os impactos destes empreendimentos, que tendem a ser menores do que em grandes em-

preendimentos hidrelétricos, são bem conhecidos e documentados na literatura e em estudos para atendimento aos órgãos de controle ambiental. Estes impactos são, em sua maioria, distintos em relação às duas fases principais do empreendimento, *instalação*, que inclui a construção da usina e o enchimento do reservatório, e *operação*, podendo ser agravados com a instalação de várias usinas em sequência num mesmo rio. Além disso, na fase de *diagnóstico*, que compõe os Estudos de Impacto Ambiental (EIAs) ou outros estudos menos complexos para a obtenção da licença de instalação, também podem ser detectados impactos provocados por outras atividades humanas sobre o rio

e outros ambientes aquáticos associados, localizados na área de influência do futuro empreendimento.

A identificação, a avaliação e o dimensionamento destes impactos, incluindo os pré-existentes na bacia hidrográfica, são parte integrante da gestão ambiental da hidrelétrica, pois subsidiam a tomada de decisão no sentido de mitigar, cessar ou compensar tais alterações, garantindo não só o atendimento às legislações e aos órgãos de controle ambiental, como também os usos múltiplos da água, inclusive a própria geração de energia elétrica. Para tanto, o dimensionamento espacial e temporal das amostragens da qualidade da água e a seleção das variáveis físicas, químicas e biológicas são fundamentais para que se obtenham os dados necessários que irão respaldar a gestão ambiental, mais especificamente, dos recursos hídricos, tanto do empreendimento quanto da bacia hidrográfica como um todo.

Inúmeras publicações estão disponíveis sobre o monitoramento de grandes reservatórios hidrelétricos, mas são escassos documentos técnicos que apontem diretrizes para o monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios, considerando a recente expansão destes corpos d'água em várias regiões do Brasil e a importância destes ambientes artificiais, que são parte da bacia hidrográfica e, portanto, integrantes do sistema de gerenciamento dos recursos hídricos, de acordo com a Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433 de 1997).

Neste contexto, o presente trabalho visa apontar diretrizes, métodos e critérios para a realização do monitoramento da qualidade da água em pequenos reservatórios hidrelétricos, bem como alguns conceitos que formam a base para a compreensão destes estudos. Tem-se o intuito com este trabalho de contribuir com o aumento da eficiência, da melhoria e da objetividade do monitoramento, visando subsidiar futuros protocolos por parte dos consultores e gestores públicos e privados envolvidos com a gestão ambiental de empreendimentos hidrelétricos.

Vale destacar que neste trabalho foram considerados como pequenos reservatórios aqueles que apresentam tempo de residência médio de dois até 40 dias, classificados como ambientes intermediários pela Resolução Conama 357/05, independente da quantidade de energia elétrica gerada.

LIMNOLOGIA OU QUALIDADE DA ÁGUA?

A Limnologia é uma ciência, cujas bases conceituais foram lançadas em 1901 por Forel, com a

publicação na Suíça da obra *Limnologia Geral*. A origem da palavra *limnos* é grega e significa lago. Esse pesquisador, ao medir algumas características físicas e químicas da água e observar o ambiente aquático, descobriu que cada lago tem suas próprias características e funciona como um *microcosmo* (ESTEVEVES, 2011).

Atualmente, os limnólogos estudam não somente lagos, mas todos os ambientes aquáticos continentais (não marinhos), como rios, riachos, lagoas, pântanos, águas subterrâneas, banhados, lagoas costeiras, reservatórios, açudes, áreas alagáveis e nascentes (ESTEVEVES, 2011) como um ecossistema, procurando compreender sua estrutura e funcionamento nas dimensões espacial, temporal e antrópica. Em suma, é a ciência que estuda as variáveis físicas, químicas e biológicas e suas inter-relações no interior de um corpo hídrico, bem como as inter-relações desse corpo com a vizinhança (STRÁŠKRABA; TUNDISI, 2000).

Neste sentido, a limnologia insere-se como uma ciência fundamental para a efetiva gestão ambiental de empreendimentos hidrelétricos, pois fornece as bases para o gerenciamento integrado dos recursos hídricos nas diferentes fases do empreendimento e no âmbito da bacia hidrográfica, através da geração de conhecimentos sobre: i) as condições físicas, químicas e biológicas da água; ii) o funcionamento dos ecossistemas aquáticos e iii) os fatores da bacia hidrográfica que controlam estas variações dos corpos d'água, sejam esses naturais ou antrópicos (FIGUEIREDO, 2007).

Tendo em vista que os ecossistemas aquáticos possuem suas próprias características físicas, químicas e biológicas, quando então se pode considerar que uma água é de qualidade? O que é *qualidade da água*? Para a compreensão deste conceito, é preciso ter como premissa que qualidade é uma condição relativa, ou seja, a qualidade da água é relativa ao uso requerido pelo homem. A água deve apresentar determinadas condições e/ou ter um padrão de variação destas condições dentro de uma faixa aceitável para que possa servir a um uso específico (FIGUEIREDO, 2009).

Os padrões de qualidade são estabelecidos em legislações de cada setor usuário da água. Com relação às águas superficiais, que inclui os rios e reservatórios na área de influência das hidrelétricas, a Resolução nº 357 de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente-Conama rege no Brasil estes padrões, definindo a qualidade adequada para vários usos da água, através da qualificação dos corpos d'água ou segmento de um rio em cinco classes de uso preponderante: Especial, 1, 2, 3 e 4.

Neste sentido, muitos programas para monitoramento em hidrelétricas incluem ou confundem limnologia com qualidade da água e outros distinguem ambos, mas são tratados num mesmo programa, em geral denominado *limnológico e da qualidade da água*. Mas esta diferenciação no nome não é tão importante, o fundamental é que os dois aspectos sejam abordados em diagnósticos ou na execução dos Planos Básicos Ambientais de hidrelétricas das fases de instalação e construção, para que tanto a compreensão dos ambientes aquáticos como sistemas funcionais e produtivos, com estrutura e metabolismo próprios, com fluxo energético e teias alimentares complexas, quanto a verificação da adequação da qualidade da água aos padrões da legislação de acordo com a classe e os usos requeridos sejam contemplados e avaliados nas dimensões espacial e temporal que devem abranger um programa de monitoramento.

BACIA HIDROGRÁFICA E RELAÇÕES COM OS RESERVATÓRIOS

O monitoramento da qualidade da água é parte integrante do sistema de gerenciamento dos recursos hídricos em uma bacia hidrográfica. Com isso, independente da fase em que se encontra o empreendimento hidrelétrico, a avaliação dos ecossistemas aquáticos deve sempre ter a bacia hidrográfica como unidade de estudo e gestão, conforme definido pela Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997) e preconizado em vários estudos.

Um diagnóstico deve fornecer uma importante base de dados que sirva tanto para a avaliação de impactos nos EIAs como comparativo para as fases seguintes do empreendimento hidrelétrico, construção e operação. O primeiro passo é definir os limites da bacia hidrográfica a ser considerada como parte integrante e afetada pelo empreendimento. Isso depende não só do tamanho do reservatório, como também da quantidade de energia que será gerada (que pode implicar em complexidade da obra e da usina), da localização do reservatório na bacia e no contínuo do rio, das condições socioeconômicas do entorno (áreas de conservação, território indígena, áreas urbanas, etc), da ordem do rio que será barrado, da ocorrência de usos da água prioritários (abastecimento público e dessedentação animal) e de outros empreendimentos hidrelétricos, da ocorrência de eventos de cheia e secas extremas, entre outros.

Após a definição da área da bacia de drenagem, o planejamento e a elaboração do diagnóstico, que

será parte integrante do EIA e que servirá como base para a posterior elaboração do programa de monitoramento da qualidade da água das fases de construção e operação de empreendimentos hidrelétricos, deve contemplar no âmbito da bacia hidrográfica, os seguintes aspectos: i) identificação de impactos pré-existentes na bacia; ii) análise das variações sazonais e espaciais das condições físicas, químicas e biológicas da água; iii) identificação dos fatores controladores destas variações, sejam estes naturais e/ou relacionados a atividades humanas na bacia; iv) definição de indicadores ambientais; v) a comparação com padrões da legislação.

Todos estes aspectos devem sempre estar baseados em uma visão holística sobre o funcionamento dos ecossistemas lóticos (BARBOSA; ESPÍNDOLA, 2003), uma vez que os pequenos reservatórios são sistemas semiabertos, principalmente os de pequeno porte, pois os rios transportam água, sedimento, nutriente e organismos a estes ambientes em quantidade e em qualidade que dependerão da bacia hidrográfica.

O reservatório em si é um coletor e digestor das entradas e dos efeitos existentes nas bacias hidrográficas, cujos efeitos incluem os processos internos físicos, químicos e biológicos e suas consequências dentro do reservatório (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000). A chegada ao reservatório de resíduos difusos ou pontuais de atividades humanas, também podem ser retidos, transformados e/ou transportados para jusante. A maior ou menor conexão com o rio principal, ou seja, se o sistema será mais aberto ou mais fechado, dependerá basicamente do tempo de residência (TR) neste ambiente.

O TR, também conhecido como tempo de retenção, é a razão entre o volume do reservatório e as vazões afluentes ao mesmo (STRAŠKRABA; TUNDISI, 2000), teoricamente é o tempo de renovação da água do reservatório, que influencia de forma relevante o metabolismo do novo ecossistema e sobre a qualidade da água, podendo oscilar de acordo com a morfologia do reservatório, altura da tomada d'água, período hidrológico, operação do reservatório e entrada do rio principal ou de outros tributários.

De qualquer maneira, forma-se um novo ambiente, distinto da condição anterior de rio, com comportamento semiaberto, no caso de pequenos reservatórios, sujeito ao controle maior ou menor do rio principal e com características similares até nitidamente distintas deste rio, de acordo não só com o TR, mas com a época do ano, a fase do reservatório (enchimento, estabilização ou estabilizado), a mor-

fologia do reservatório e a variável física, química ou biológica que está sendo analisada.

Por outro lado, o novo reservatório influencia e conecta-se ao rio a jusante de onde está localizado na bacia (FIGUEIREDO, 2007), através da saída de água das turbinas, vertedouros ou outros dispositivos, podendo influenciar as condições da qualidade da água deste rio num trecho relativamente pequeno, no caso dos reservatórios de pequeno porte.

DEFINIÇÃO DAS VARIÁVEIS FÍSICAS, QUÍMICAS E BIOLÓGICAS

As relações entre os rios e reservatórios e suas respectivas bacias hidrográficas geram variações limnológicas e da qualidade da água que são dinâmicas espacial e temporalmente. Estas variações podem interferir tanto nos usos múltiplos da água requeridos pela população local, inclusive na geração de energia elétrica, quanto no funcionamento e estrutura dos ecossistemas aquáticos (rio ou reservatório). Com isso, a definição de quais variáveis devem ser medidas para que se detecte a amplitude destas oscilações, bem como as possíveis interferências antrópicas e os fatores controladores das mesmas, é um desafio, que deve levar em conta a importância de cada variável física, química ou biológica, no sentido de se evitar análises desnecessárias ou deixar de medir variáveis importantes. Estas variáveis deverão fornecer as respostas solicitadas pelo empreendedor, pela sociedade e pelos órgãos de controle ambiental,

Parâmetros e Variáveis Físicas e Químicas

O termo parâmetro é definido como “atributo, variável ou propriedade física numa série de variáveis ou propriedades que juntas caracterizam ou determinam o comportamento de um sistema” e o termo variável como sendo quantidade que pode assumir qualquer valor numa série de valores, e que, portanto, não é constante” (ART, 2001). Com isso, parâmetro torna-se um termo mais apropriado quando se tem um padrão de referência, como é o caso dos estudos de qualidade da água, onde se tem um padrão na legislação a ser comparado, sendo que este termo é o mais utilizado em consultorias e órgãos gestores, mesmo que incluam estudos limnológicos. Já variável é um termo mais apropriado para a limnologia, sendo muito aplicado nos estudos acadêmicos. Neste sentido, ao longo deste texto foram adotados os dois termos, de acordo com o conceito acima.

A Resolução 357 de 2005 do Conama contém uma lista com inúmeros parâmetros físicos, químicos e biológicos, com seus respectivos valores máximos permitidos, de acordo com a classe a qual pertence o corpo d'água superficial. A coleta da água para análise laboratorial de todos os parâmetros mencionados nesta lista em todos pontos de amostragem definidos para o monitoramento torna oneroso economicamente programas limnológicos e da qualidade da água em hidrelétricas, além de serem analisados parâmetros desnecessários que não atendem aos objetivos destes programas. Por outro lado, existem variáveis, como condutividade elétrica, dureza total, Demanda Química de Oxigênio, que fornecem respostas importantes do ponto de vista limnológico, inclusive indicando alterações por atividades humanas, com custo relativamente baixo, mas que não constam como parâmetros nesta legislação.

Os órgãos ambientais, os consultores independentes e os empreendedores já perceberam que esta lista não precisa ser inteiramente seguida em todo o monitoramento e que outras variáveis devem ser incluídos. Existem *as variáveis básicas* que devem ser avaliadas em qualquer programa de monitoramento e que dão respostas importantes, tanto do ponto de vista limnológico quanto da qualidade da água, quais sejam: temperatura da água, pH, condutividade elétrica, cor verdadeira, turbidez, oxigênio dissolvido, fósforo total, nitrogênio total, nitrogênio amoniacal, nitrato, Demanda Bioquímica de Oxigênio, Demanda Química de Oxigênio, sólidos totais dissolvidos e suspensos, clorofila, coliformes totais e *Escherichia coli*.

Os termos de referência apresentados pelos órgãos ambientais ou propostos por consultores dos empreendedores muitas vezes solicitam a lista completa mencionada na legislação na fase de diagnóstico, especialmente em ambientes que ainda não se tem nenhuma base de dados secundários. Mas muitas variáveis são excluídas ainda nesta fase, pelo fato dos técnicos locais possuírem um conhecimento sobre a bacia hidrográfica. Como exemplo, podem ser citados o cianeto, compostos orgânicos voláteis e alguns metais pesados, geralmente oriundos de atividades humanas específicas que podem não ocorrer na bacia, tornando desnecessário seu monitoramento, sob o risco de aumentar sem justificativa técnica plausível, os custos do programa de monitoramento.

Na fase de diagnóstico alguns metais pesados podem ser avaliados somente no sedimento, sítio onde podem se acumular, mesmo quando sua origem é

duvidosa na bacia. Por exemplo, regiões onde ocorre intenso uso de agrotóxicos, que tem em alguns tipos metais pesados em sua formulação, podem carrear para longas distâncias estes elementos que tendem a se acumular no sedimento, principalmente nos reservatórios hidrelétricos, onde a diminuição da velocidade da água favorece sua retenção. Neste caso, a legislação possível de comparação dos padrões aceitáveis é a Resolução nº 454 de 2012 do Conama, que vem sendo adotada, mesmo tendo em seu enunciado o título: “*Estabelece as diretrizes gerais e os procedimentos referências para o gerenciamento do material a ser dragado em águas sob jurisdição nacional*”.

Com o diagnóstico em mãos, é possível realizar uma avaliação prévia das variáveis medidas, quais foram indicadores importantes, quais são complementares a estes indicadores e quais são totalmente desnecessários, que não estão relacionados a nenhum aspecto natural ou de atividade antrópica na bacia e não tem relação com a realidade da área, nem mesmo após a construção ou operação da hidrelétrica.

No monitoramento nas fases de construção e operação da hidrelétrica, convém realizar uma escolha das variáveis realmente necessárias, que deve ser baseada: i) nos dados gerados na fase de diagnóstico; ii) no conhecimento da bacia hidrográfica; iii) na integração com outros programas ambientais; iv) nos dados secundários (estudos já realizados) existentes na bacia.

Quanto à integração com os programas ambientais que podem subsidiar a escolha das variáveis a serem monitoradas nos ecossistemas aquáticos, vale destacar os estudos: i) *geologia*, que influenciam inúmeras variáveis químicas da água, como pH, alcalinidade, condutividade elétrica e concentração de metais; ii) *geomorfologia*, as altitudes, desníveis, serras, planícies, escarpas influenciam na morfologia do leito do rio, que por sua vez pode alterar determinadas características físicas, químicas e biológicas da água; iii) *solos*, que tem forte influência sobre variáveis como concentração de sólidos, turbidez, cor, condutividade elétrica, dureza, alcalinidade da água e pH; iv) *usos do solo e da água*, que implicam no aporte de resíduos de atividades humanas, inclusive efluentes domésticos e industriais e resíduos agrícolas, alterando DBO, DQO, coliformes, nitrogênio, fósforo, óleos e graxas, agrotóxicos e metais pesados; v) *áreas conservadas*, nestas bacias as condições limnológicas e da qualidade da água são regidas principalmente pela sazonalidade de chuvas, condições geológicas e interações com as matas ciliares ou áreas úmidas de entorno, sendo que neste caso, convém uma análise de variáveis básicas,

no mínimo; vi) *hidrologia*, a sazonalidade na vazão dos rios, tanto líquida quanto sólida, influencia na concentração de sólidos suspensos e sedimentáveis, cor verdadeira, turbidez, ferro e fósforo.

Parâmetros e Variáveis Biológicas

O monitoramento das comunidades bióticas em rios e reservatórios sujeitos a exploração energética fornecem importantes respostas do metabolismo e estrutura dos ecossistemas aquáticos, apresentando variações espaço-temporais que podem indicar alterações provocadas por este uso da água em suas diferentes fases e outros usos da água e do solo que ocorrem na bacia.

A comunidade planctônica possui alto valor potencial na avaliação das características hidrodinâmicas do ambiente, pois responde rapidamente as mudanças ambientais, principalmente em alterações no fluxo de escoamento da água, concentração de partículas e na disponibilidade de alimento (MATSUMURA-TUNDISI, 1999).

É comum a solicitação ou a proposição, em todas as fases do licenciamento da hidrelétrica, do monitoramento das comunidades de fitoplâncton e zooplâncton, e mais recentemente, tem-se incluído os macroinvertebrados bentônicos e macrófitas aquáticas.

Em pequenos reservatórios é pouco comum a formação de ambientes que se tornem eutróficos na fase de enchimento, pela liberação de nutrientes da biomassa afogada, uma vez que novos mecanismos de controle ambiental, como estudos de modelagem da qualidade da água, estão sendo usados para prever, mitigar e/ou evitar estas fases críticas, aliado ainda ao curto tempo de residência da água (TR). Com isso, é pouco provável que ocorra uma proliferação excessiva do fitoplâncton nesta fase, mas é importante monitorar principalmente as cianobactérias caso ocorram captações para abastecimento a jusante.

Já em reservatórios formados em áreas urbanas e/ou industrializadas, o monitoramento do fitoplâncton, com ênfase às cianobactérias, deve ser contínuo, considerando o potencial em haver problemas de eutrofização causado pelo uso da água na diluição dos resíduos destas áreas.

O monitoramento do fitoplâncton pode ser realizado através de avaliações diretas da densidade e taxonomia de organismos, o que requer um especialista, ou indireta, através da análise de clorofila *a*, laboratório, ou medições instantâneas com sondas

portáteis capazes de quantificar clorofila a, clorofíceas e cianofíceas. O controle de florações, segundo Fernandes et al. (2009) pode ser feito através aplicação de algicidas, medida bastante controversa, redução e manipulação da entrada de nutrientes, quebra da estratificação térmica, redução do tempo de retenção e biomanipulação.

A comunidade de macroinvertebrados bentônicos também é considerada um importante bioindicador, pois é capaz de refletir as alterações ambientais inerentes a instalação e operação de empreendimentos hidrelétricos, como por exemplo no fluxo, composição do sedimento e qualidade da água, assim como as preexistentes na bacia de drenagem (RESH; JACKSON, 2001; BRANDIMARTE et al., 1999).

O diagnóstico e o monitoramento de espécies invasoras, especialmente o mexilhão dourado (*Limnoperna fortunei*) e o berbigão asiático (*Corbicula fluminea*), também é um aspecto relevante a ser considerado no escopo dos estudos, planos e programas ambientais de hidrelétricas, pois segundo Santos et al. (2012) esses são responsáveis por significativos impactos ambientais e econômicos nesse tipo de empreendimento e outros, principalmente na bacia do rio Paraná e região sudeste. A detecção desses organismos pode ser feita através da análise do sedimento, substratos naturais e artificiais e do plâncton (formas larvais).

Com relação às macrófitas aquáticas, em alguns rios com potencial energético não ocorrem estas plantas ou se ocorrem são comumente de hábito anfíbio, dependentes do ambiente terrestre e pouco significativas do ponto de vista do ecossistema aquático e da geração de energia. Estas condições ocorrem principalmente em reservatórios pouco ramificados (com reduzido perímetro) e com curto TR.

Mesmo considerando a retirada da vegetação inundada, pode ainda haver incremento de nutrientes do solo e restos vegetais e da serapilheira, pois a retirada dificilmente é completa, que levam a um incremento temporário e relativamente rápido, de acordo com o TR, dos nutrientes, podendo criar condições também temporárias para a proliferação destas plantas que, posteriormente, podem desaparecer ou se restringir a poucas áreas do reservatório.

Desta forma, é importante que em qualquer etapa do monitoramento, seja considerado como um dos objetivos, no mínimo, a observação da ocorrência e identificação taxonômica destas plantas. Em locais favoráveis, onde haja potencial de ocorrência destas

plantas ou que as mesmas já ocorram nas proximidades ou mesmo no local, é importante avaliar alguns atributos da comunidade, como biomassa, diversidade e riqueza.

Do ponto de vista microbiológico, vale adotar o sugerido na legislação quanto a análise de *Escherichia coli*, bactérias exclusivamente fecais, em detrimento da termotolerantes, cuja importância é questionável quando se analisa também os coliformes totais, que incluem ambas as bactérias. Excetuando as *E. coli*, os coliformes totais comumente ocorrem em quantidade expressiva, mesmo em ambientes conservados e com restritos usos da água, pois são bactérias de vida livre da água e do solo, atuantes no processo de decomposição da matéria orgânica. A análise tanto dos coliformes totais quanto das *E. coli* deve ser prioritária em qualquer monitoramento, pois traz indicações importantes do uso da água que ocorre na bacia e se a mesma pode ser utilizada como fonte de abastecimento ao canteiro de obras ou a outros fins requeridos pela população local com o futuro reservatório, como balneabilidade.

Fases de construção e operação

Comumente adota-se monitorar as mesmas variáveis nas fases de construção e operação, mesmo considerando que essas apresentam impactos distintos que podem ou não ser permanentes.

As atividades inerentes à fase de construção da maioria dos empreendimentos hidrelétricos, tanto de pequeno quanto de médio portes, provocam uma série de modificações nos ambientes aquáticos, indicando a necessidade de monitoramento de algumas variáveis principais, quais sejam: i) *movimentação de terra, explosões de rochas, tráfego de veículos, retirada da mata ciliar*: aumento no aporte de sedimento aos rios, provocando alteração na cor verdadeira, turbidez, sólidos, transparência da água e comunidade bentônica; ii) *infra estrutura logística dos trabalhadores (escritórios, alojamentos)*: geração de resíduos líquidos, que mesmo com sistema de tratamento, se forem lançados no rio, podem provocar aumento na ocorrência de bactérias coliformes, DBO e nutrientes nitrogenados e fosforados; iii) *oficinas e lavadores de máquinas*: geração de resíduos líquidos, que se não for devidamente tratado, retido e destinado ao reúso, pode levar a ocorrência de óleos e graxas, dureza, alcalinidade e surfactantes na água, provocando ainda aumento da DQO; iv) *desvio do canal do rio*: morte da comunidade bentônica no local no canal

desviado e seco, eventualmente de plantas aquáticas que colonizem substrato rochoso ou margens do rio; v) *enchimento do reservatório*: a inundação da biomassa vegetal, mesmo com retirada total ou parcial, sempre leva a algum incremento de nutrientes nitrogenados e fosforados, sólidos, consumo de oxigênio, aumento da DBO, DQO, condutividade elétrica e ferro, e redução do pH; magnitude do incremento dependerá basicamente do tamanho da área inundada, da quantidade e tipo de vegetação afogada e do tempo de residência do reservatório.

Quanto ao oxigênio dissolvido, pode ocorrer anoxia, e o início da camada anóxica dependerá da profundidade do reservatório, do tempo de residência e da quantidade e qualidade da biomassa afogada. Reservatórios mais profundos, mesmo após a estabilização, apresentam anoxia ou hipoxia no fundo (ESTEVES, 2011; BELLANGER et al., 2004), o que não significa que não atendem ao padrão da legislação, pois essa condição é inerente a este ambiente.

Na fase de operação da usina, o reservatório, na maioria das vezes, ainda não se encontra estabilizado do ponto de vista limnológico. Nesta fase as variáveis monitoradas não precisam necessariamente ser as mesmas da fase anterior. Por exemplo, surfactantes podem não ter mais nenhuma fonte antrópica, exceto se houver outras que não estejam relacionadas ao empreendimento.

Outras variáveis devem ser monitoradas nas diferentes profundidades do reservatório, que podem ser os básicos citados anteriormente. Além disso, podem ser inclusos ferro total e dissolvido, sólidos suspensos e dissolvidos, dureza e sílica, dependendo das características geoquímicas da região, ou seja, se a bacia disponibiliza estes compostos aos rios, pois estes em altas concentrações podem causar problemas de incrustação e/ou corrosão por abrasão nas instalações da usina, inclusive nas turbinas. No caso específico do ferro e pH, em determinadas condições de oxigenação, pode ocorrer corrosão por acidez e proliferação de ferro bactérias, que incrustam nas instalações da usina e causam posterior corrosão (JUNK; MELLO, 1990).

Especificamente em relação ao pH, este tende a ser baixo em muitos rios cujas nascentes estão localizadas nos planaltos e chapadões areníticos do Brasil central, às vezes menores do que 5,0, como por exemplo os localizados no estado de Mato Grosso, especificamente nas partes alta e média das bacias do Juruena, Teles Pires, Guaporé, das Mortes, Cabaçal, Juba e Casca, onde estão instaladas ou em construção e planejamento inúmeras hidrelétricas de pequeno e

médio portes (SEMA, 2009). O pH baixo pode ser agressivo ao concreto e mesmo às turbinas em uma hidrelétrica, cuja avaliação na fase de diagnóstico pode implicar na adoção de medidas que minimizem seu efeito corrosivo sobre as instalações. Segundo Biezok (1972) citado por Dias et al. (2011) a intensidade relativa de danos causados ao concreto (agressividade) pela água com pH entre 5,5 e 4,5 é forte.

Por outro lado, rios que drenam regiões cársticas podem apresentar elevados valores de dureza total e cálcio, que tem elevado potencial em causar problemas de incrustação de sais nas instalações hidráulicas (GENTIL, 2007). Este tipo de corrosão também pode ser provocado por excesso de sílica e sólidos suspensos na água em regiões com solos arenosos e extremamente degradados, que aportam aos rios grande quantidade de sedimento grosseiro, ou em rios onde naturalmente há grande transporte de sedimento pela corrente.

Normalmente não são feitas avaliações das variáveis monitoradas quanto à necessidade ou não de serem mantidas em todas as fases do empreendimento, o que pode ocasionar custos desnecessários ou mesmo deixar de ser analisado uma variável importante, que venha a ter alguma importância com a instalação de novos empreendimentos ou eventos na bacia. É recomendável, neste sentido, que periodicamente seja feita uma análise técnica de cada variável monitorada, se o mesmo tem importância como indicador de padrões ou de impactos que ocorrem na bacia e no reservatório, ou se o mesmo vem se mantendo constante ao longo dos anos, quase não detectável ou ausente, podendo ser retirado do pacote de análises.

A avaliação de agrotóxicos em bacias nas quais ocorre atividade agrícola deve levar em conta o período de aplicação destes produtos, devido à dificuldade de detecção desses compostos, considerando que podem ser rapidamente volatilizados, transportados para jusante, degradados em moléculas menores ou complexados ao sedimento (FIGUEIREDO et al., 2012). A retenção desses compostos pelas matas ciliares, a rápida infiltração no solo e a retenção nas áreas alagadas marginais também podem contribuir para a dificuldade de detecção analítica na água. Neste contexto, análise do sedimento pode ser um indicador mais eficiente dos agrotóxicos em relação a água.

Em solos tropicais o comportamento e a degradação de pesticidas foram pouco estudados até o momento. Em Mato Grosso, alguns resultados indicam que a presença de solos com matéria orgânica, como ocorre nas *veredas* [e matas ciliares], reduz o transporte

destes pesticidas tanto para jusante quanto para a água subterrânea, segundo Laabs et al. (2000) citado por Wantzen et al. (2011). É provável que o pesticida se complexa a matéria orgânica do solo, ficando retido por longo tempo e/ou degradando.

Como é importante o monitoramento de agrotóxicos em áreas agrícolas, visando garantir usos múltiplos da água do rio e do reservatório de geração de energia elétrica, convém realizar estudos mais detalhados, de cunho acadêmico, sobre o destino destes compostos nos corpos d'água superficiais e a real necessidade do empreendedor deste setor precisar investir recursos nas análises de agrotóxicos, que são dispendiosas em relação as outras variáveis monitoradas. Se o uso destes compostos é de responsabilidade do setor agrícola, mesmo considerando que a responsabilidade pela água e usos múltiplos seja do empreendedor das hidrelétricas, pode ser adotada uma forma de responsabilidades compartilhadas, evitando conflitos e oneração de apenas um setor usuário.

As previsões de impacto ambiental nas fases de enchimento e operação tem a modelagem como uma importante ferramenta, pois modelos matemáticos podem ser utilizados para entender melhor o comportamento do sistema e antecipar eventos, quantificando os impactos de um determinado distúrbio antes que ele aconteça, possibilitando assim a tomadas de medidas preventivas (FRAGOSO et al., 2009).

PERIODICIDADE DAS AMOSTRAGENS

Uma das principais condições naturais que rege a maioria das características físicas, químicas e biológicas dos ecossistemas aquáticos brasileiros, é a variação do nível e volume de água dos rios que, por conseguinte, são controlados pela sazonalidade das chuvas. As regiões norte, nordeste e centro-oeste do Brasil estão sujeitas a uma sazonalidade das precipitações, com dois períodos bem distintos, chuva e estiagem, cuja duração e intensidade variam em cada região ou mesmo em cada Estado. Com isto, a definição da periodicidade das amostragens do monitoramento limnológico em hidrelétricas deve sempre considerar esta sazonalidade e ter como um dos objetivos verificar quais variáveis estão mais sujeitos a variação hidrológica anual.

Dependendo das condições da bacia hidrográfica, algumas variáveis podem estar sujeitas ao fator de diluição da água na época da chuva e outros ao fator de concentração. Isso comumente ocorre para alguns íons. De maneira geral, observa-se aumento nos re-

sultados de cor verdadeira, turbidez, série de sólidos e fósforo e diminuição da transparência da água na época da chuva, quando há um aporte de materiais da bacia de drenagem aos rios que interferem nestas variáveis (FIGUEIREDO, 2007; PAGIORO et al., 2005). Em bacias com matas ciliares conservadas e funcionais, a alteração destas variáveis ocorre em menor magnitude, mas pode haver incremento expressivo da cor devido ao aporte de substâncias húmicas das matas ciliares e/ou de áreas úmidas do entorno.

Em bacias urbanas, a sazonalidade de chuvas pode provocar uma alteração mais expressiva destas variáveis, principalmente de sólidos suspensos e turbidez, resultantes dos resíduos destas áreas. As concentrações de nutrientes costumam ser altas ao longo do ano (TUCCI, 1999).

Com isto, na fase de diagnóstico de empreendimentos hidrelétricos devem ser feitas amostragens, no mínimo, nas épocas de chuva e estiagem na região. Porém, convém mencionar que o início das chuvas costuma ser uma das fases mais críticas do ponto de vista da qualidade da água e de alterações limnológicas. Devido à estiagem, há um acúmulo de material orgânico das áreas de entorno aos rios de uma bacia que, com as primeiras chuvas fortes são transportados aos rios em grande quantidade e, comumente, com grande rapidez, provocando bruscas alterações no ecossistema aquático, cuja intensidade e tipo dependerão do menor o maior grau de conservação da bacia, especificamente do estado de conservação das matas ciliares.

Os estudos da fase de construção muitas vezes costumam complementar a escassez de amostragens realizadas no diagnóstico e tendem a ter maior periodicidade nas coletas, em geral trimestrais. Além desta frequência, deve-se programar amostragens extras em eventos importantes da obra, como desvio do canal do rio, quando ocorrem expressivas alterações limnológicas.

Em bacias relativamente conservadas, não urbanas e/ou industrializadas, algumas vezes é realizado intenso monitoramento em ambas as fases, com periodicidade mensal. Certamente, as variações serão discretas entre meses de um mesmo período hidrológico, podendo gerar uma imensa base de dados onerosos e com pouca aplicação prática, que num monitoramento menos frequente permitiria obter as mesmas respostas e alcançar os objetivos propostos.

Com isso, convém que um programa de monitoramento nas fases de construção e operação considere

sempre a possibilidade de reavaliações de tempos em tempos da periodicidade adotada, que pode ser ampliada ou reduzida, dependendo da resposta dos dados, da dinâmica da bacia e da fase do empreendimento.

Especificamente na fase de enchimento do reservatório, é importante aumentar o número de amostragens e diminuir o intervalo entre as mesmas, de acordo com o TR. É importante sempre se ter uma amostragem antes deste evento e algumas logo depois, cujo intervalo e quantidade dependerão do TR, no intuito se obter uma base de dados desta fase crítica do ambiente aquático e verificar as principais variáveis indicadoras da estabilização limnológica.

ENCHIMENTO DO RESERVATÓRIO

As fases de enchimento e estabilização de um reservatório são consideradas críticas do ponto de vista da qualidade da água e do gerenciamento. Straškraba; Tundisi (2000) utilizaram o termo envelhecimento como sinônimo de estabilização, denominado também de sucessão por Odum (1988), para descreverem as rápidas alterações e a deterioração da qualidade da água que ocorrem durante os primeiros anos de formação de um reservatório de grande porte.

Com isso, durante o enchimento e posterior a este evento, é importante acompanhar a evolução do reservatório até a sua estabilização limnológica, que no caso de pequenos reservatórios, pode ocorrer em algumas semanas ou meses ou mesmo em poucos dias, dependendo do TR, do regime hidrológico, da morfologia do reservatório e da quantidade e tipo de biomassa que foi inundada.

Atualmente é comum, antes do enchimento, a realização de estudos de modelagem para quantificar a biomassa passível de afogamento com a menor implicação possível na qualidade da água, com ênfase no oxigênio dissolvido e DBO. Esse é um requisito previsto no termo de referência para obtenção das licenças ambientais de empreendimentos hidrelétricos do estado de Mato Grosso. Os resultados podem subsidiar a elaboração do PBA (Plano Básico Ambiental) para esta fase, quanto a definição das estações de coleta e periodicidade. Esses estudos nesta fase são importantes para garantir a adequação da água aos usos múltiplos do reservatório e a jusante e subsidiar a gestão ambiental do empreendimento.

As variáveis relacionadas principalmente a hidrologia e conexão com o rio tendem a se estabilizar mais rapidamente, pois dependem da sedimentação de materiais trazidos pelo rio, que ao alcançarem o

novo ambiente, ficam retidos devido a diminuição da velocidade da água e aumento do TR (FIGUEIREDO, 2007). A transparência de Secchi e os sólidos em suspensão são os principais indicadores desta primeira etapa da estabilização. Não significa que isto ocorra em todos os reservatórios de pequeno e médio porte. Muitas vezes o TR é tão curto, que não é possível observar claramente esta etapa, outras vezes o rio mantém sempre forte conexão com o reservatório, dificultando a sedimentação de material que logo é exportado a jusante. Além disso, a tomada d'água em maiores profundidades, aliado ao curto TR, tende a desestabilizar a coluna d'água, diminuindo as taxas de sedimentação e dificultando a observação da efetiva estabilização destas variáveis (FANTIN-CRUZ, 2012).

Concomitantemente ou logo após, as variáveis relacionadas aos produtos liberados na decomposição da matéria orgânica lábil, como DBO, condutividade elétrica, nitrogênio amoniacal, carbono orgânico dissolvido, sólidos dissolvidos, oxigênio dissolvido, cor verdadeira, tendem a se estabilizar (FIGUEIREDO; BIANCHINI-JR, 2008).

LOCAIS DE COLETA

A escolha dos locais de amostragem de água para a elaboração e execução do Plano Básico Ambiental de limnologia e qualidade da água em empreendimentos hidrelétricos deve considerar se o local é representativo da área de drenagem que se pretende amostrar, se é sensível a captação dos possíveis impactos do empreendimento hidrelétrico ou de outros que ocorreram na bacia e se representa os diferentes ecossistemas aquáticos que estão localizados na área de influência do empreendimento.

Antes da formação do reservatório, as amostragens podem ser feitas somente na sub superfície da água (entre 0 e 30cm de profundidade), de preferência no meio do rio, mas se não for possível, às vezes devido a alta velocidade da corrente ou leito muito rochoso, a amostragem pode ser feita nas margens, desde que não seja em local de remanso. Rios muito turbulentos e com alta velocidade tendem a ser mais homogêneos numa seção transversal pouco sinuosa.

As amostragens sub superficiais deverão ser mantidas em todos os locais de coleta de rio e reservatório no gradiente longitudinal nas fases de construção e operação da hidrelétrica. A definição da estação de coleta implica em apenas um local a ser amostrado, não sendo comum a adoção de réplicas ou trélicas

neste tipo de avaliação limnológica e da qualidade da água devido aos seguintes fatores principais: i) aumento expressivo dos custos; ii) variabilidades podem ser obtidas em monitoramentos de longo prazo, que comumente são os realizados nestes programas ambientais; iii) realização das análises em laboratórios com sistema de gestão da qualidade implementado e preferencialmente com acreditação ISO IEC 17025 que garantem resultados mais confiáveis, iii) resultados obtidos com apenas uma amostragem em cada estação de coleta atendem aos objetivos do programa, especificamente no que concerne a detecção de alterações provocadas pelo empreendimento hidrelétrico, mas podem deixar a desejar quando são necessárias análises mais aprofundadas do ponto de vista limnológico quando foram realizadas poucas amostragens. Vale destacar que muitos trabalhos de cunho acadêmico (teses e dissertações) têm utilizado dados de programas ambientais com boas respostas, mas comumente em estudos de longo prazo (mais de três anos). De maneira geral, a escolha dos locais de amostragem irá depender dos seguintes aspectos:

Fase de Diagnóstico

Conforme o tamanho do empreendimento são necessárias amostragens tanto na área de influência direta quanto indireta, nesse caso incluindo drenagens a montante e a jusante do empreendimento. Em empreendimentos menores, muitas vezes não precisam de muitos pontos de coleta para a caracterização limnológica inicial dos rios. Geralmente em empreendimentos com apenas um rio principal e sem tributários na AID (Área de Influência Direta), são implantadas três estações de coleta, uma a montante, outra no local do futuro reservatório e uma a jusante do futuro barramento.

É importante sempre alocar estações de coleta onde tiverem estações fluviométricas, recomendação comumente feita por órgãos ambientais e agências de energia elétrica e água, visando a integração com dados quantitativos. Em rios com mais de um empreendimento (sistema em cascata), a estação de coleta a jusante de um reservatório pode ser a mesma de montante do reservatório logo abaixo, não havendo necessidade de duplicidade de amostragens, mesmo na fase de diagnóstico.

Se houver algum uso da água específico na área de drenagem de entorno, como balneário, captação para abastecimento público, lançamento de efluente ou aquicultura torna-se importante o acompanhamento

da qualidade da água para o uso requerido e a implantação de uma estação de coleta no local, visando identificar os responsáveis por possíveis mudanças na qualidade da água que afete estes usos, que muitas vezes não tem relação com as futuras atividades da hidrelétrica.

Fase de Construção

Nesta fase a localização das estações de coleta pode ser a mesma do diagnóstico, podendo ser acrescida alguma próxima ao local de maior concentração das atividades do canteiro de obras e/ou de possíveis lançamentos dos efluentes gerados, que pode ser no rio principal ou tributários. Mas é importante que seja feita uma reavaliação do monitoramento do diagnóstico, no sentido de verificar se as estações são representativas da área de drenagem que se pretende amostrar e se atendem aos objetivos do monitoramento. Dependendo da obra, pode ser alocada uma estação de coleta a jusante da confluência do canal de desvio no rio, se não for próxima a estação de jusante já demarcada.

Fase de Construção-Enchimento

Nesta etapa, convém a implantação de uma estação de coleta localizada no corpo central do reservatório, que geralmente corresponde ao local de maior profundidade, mais próximo da barragem do que da *cabeceira* do reservatório, onde sejam realizadas coletas pelo menos no meio e fundo da coluna d'água, principalmente em hidrelétricas onde a tomada d'água é no fundo visando, neste caso, conhecer a qualidade da água que passará pelas turbinas. Nestas profundidades não necessariamente precisam ser analisadas as mesmas variáveis da superfície, mas pelo menos as básicas, exceto bactérias do grupo coliformes e clorofila (item 3.1.). Quanto aos coliformes é convencional a análise apenas na superfície da água onde são realizados os principais usos múltiplos, que requerem padrão de qualidade para o parâmetro, como captação para abastecimento, balneabilidade e dessedentação animal. Em relação a clorofila, por ser um pigmento fotossintetizante, ocorre dentro das células dos produtores primários (fitoplâncton) que estão distribuídas nas camadas superficiais onde há maior disponibilidade de luz. É comum ocorrer nesta etapa anoxia (ausência de oxigênio) no fundo, com aumento de DBO e DQO devido ao incremento de matéria orgânica lábil e/ou refratária presente na vegetação inundada, mesmo com a retirada quase total da biomassa vegetal.

Outro aporte destes materiais e de compostos inorgânicos que também podem demandar oxigênio provém do solo inundado. Estas alterações provocam ainda incremento da condutividade elétrica, cor verdadeira, turbidez e sólidos dissolvidos no hipolimnion (FIGUEIREDO; BIANCHINI-Jr, 2008), que podem persistir na fase de operação, mas em menor magnitude, pois a conectividade sedimento-coluna d'água diminui e os aportes de matéria orgânica ou inorgânica que podem alterar estas variáveis que passam a provir principalmente da coluna d'água e do rio principal.

Fase de Operação

Comumente se mantém os mesmos locais de coleta da fase anterior, mas é importante sempre fazer uma reavaliação dos locais de coleta, pois nesta fase as atividades do canteiro de obras cessam e alguns locais de coleta podem ser suprimidos ou acrescidos.

Dependendo do volume de água exportado pelo reservatório e das características do leito do rio, outros pontos mais a jusante são necessários, além daquele já existente próximo a barragem, com o intuito de avaliar a amplitude espacial dos efeitos da saída da água com alta velocidade das turbinas e vertedouro sobre a qualidade da água da água e sobre a comunidade bentônica, especialmente, que é a mais afetada pela desestabilização do leito.

A qualidade da água liberada a jusante é resultado das transformações ocorridas no reservatório, da ocorrência e duração da estratificação térmica e da posição vertical da tomada d'água (NALIATO et al. 2009), além do TR, pois quando este é muito pequeno ou se reduz na época de chuva, há maior exportação de substâncias e materiais que entram no reservatório pelo rio principal, havendo pouco tempo para os processos de sedimentação e transformação metabólica destes compostos (FANTINI-CRUZ, 2012).

Recomenda-se que em reservatórios com profundidade máxima na zona limnética, local mais adequado para a análise do perfil da coluna d'água, de até 10m, sejam realizadas amostragens pelo menos na superfície e fundo; entre 10-20 metros na superfície, meio e fundo e acima de 20m, entre 4-6 profundidades e/ou perfil com sonda de metro em metro. Estes pontos de coleta devem ser reavaliados após um ano de monitoramento, pois as variações ao longo da coluna d'água podem ser expressivas ou não, indicando a necessidade de aumento ou diminuição dos pontos de coleta no gradiente vertical.

Quando ocorrem outros usos da água no reservatório, como balneabilidade, convém manter um monitoramento próximo a este local somente para avaliação das bactérias coliformes, seguindo os critérios mencionados na Resolução nº 274 do Conama.

Em reservatórios alongados e com TR entre 20-40 dias, é importante ter uma estação de coleta na área que compreende o ecótono rio-reservatório, pois é um ambiente que geralmente apresenta processos metabólicos mais intensos em relação a zona limnética, por ser o primeiro *locus* de captação e sedimentação de materiais de montante, formando uma zona de amortecimento (remanso), com ambiente distinto de montante e de jusante e que comumente “caracteriza-se por apresentar uma quantidade de indivíduos e espécies maior do que nos ecossistemas adjacentes” (HENRY, 2003). Por estas condições, este ambiente é favorável ainda ao estabelecimento de macrófitas aquáticas enraizadas nas margens ou no centro, dependendo da profundidade.

A instalação de equipamentos de monitoramento de alta frequência por telemetria são importantes ferramentas capazes de acompanhar em tempo real uma série de variáveis, além de otimizar a logística a locais de difícil acesso. No entanto, essa tecnologia devido ao valor agregado para instalação e manutenção ainda não é uma realidade para boa parte dos empreendimentos de pequeno a médio porte, mas há uma tendência na ampliação de seu uso tanto no setor público como privado. A quantidade e a rapidez com que os dados são obtidos favorecem a aplicação de modelos matemáticos para obtenção de cenários em tempo real. Como exemplo temos a Agência Nacional de Águas que realiza monitoramento hidrometeorológico através de estações telemétricas automáticas que transmitem os dados coletados em diversas Regiões Hidrográficas Brasileiras em tempo real utilizando Plataformas de Coletas de Dados - PCDs e satélites brasileiros (ANA, 2014).

CONCLUSÕES

O monitoramento limnológico e da qualidade da água, em qualquer etapa do licenciamento ambiental de empreendimentos hidrelétricos, deve ser baseado nas diferentes dimensões do corpo d'água e nas particularidades da bacia hidrográfica objeto do estudo, as quais servirão de subsídio para a determinação das variáveis a serem monitoradas, da localização estratégica das estações de coleta e da periodicidade do monitoramento. O tempo de duração do diagnóstico

deve incluir no mínimo um ciclo hidrológico completo; da fase de construção as amostragens devem ocorrer em todo o período de obras, com ênfase ao desvio do rio e enchimento; na fase de operação deve ocorrer indefinidamente, com maior periodicidade logo após o enchimento até a completa estabilização do reservatório.

O monitoramento das condições físicas, químicas e biológicas deve ser flexível e passar por reavaliações periódicas, uma vez que as mesmas vão sendo modificadas pelas atividades inerentes ao empreendimento e/ou por outras ações antrópicas na bacia de drenagem, em um processo dinâmico, o qual deve ser acompanhado continuamente. Além disso, algumas variáveis selecionadas durante o diagnóstico podem não servir como indicadoras de nenhuma situação, alteração ou evento nas fases de construção e operação, podendo ser retirada da lista das variáveis.

Neste contexto, o conhecimento técnico em limnologia e da bacia hidrográfica, bem como a integração com outros programas ambientais e empreendimentos hidrelétricos localizados na mesma área de interesse, torna-se fundamental para o planejamento, a execução e a manutenção de programas eficazes de monitoramento limnológico e da qualidade da água em reservatórios de pequeno porte, com otimização dos recursos financeiros, que subsidie a eliminação e/ou mitigação dos impactos ambientais inerentes a essa atividade e atenda as condicionantes dos órgãos de controle ambiental e as legislações pertinentes.

AGRADECIMENTOS

As autoras agradecem ao professor doutor Ibraim Fantin da Cruz (DESA/UFMT) pela colaboração.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUA (ANA). 2014. Disponível em: <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrologicas/informacoeshidro.aspx>. Acesso em: 19 de julho de 2014.
- ART, H. W. 2001. **Dicionário de Ecologia e Ciências Ambientais**. São Paulo: UNESP – Melhoramentos.
- BELLANGER, B., S. HUON, P. STEINMANN, F. CHABAUX, F. VELASQUEZ, V. VALLES, K. ARN, N. CLAUER; A. MARIOTTI. 2004. Oxidic-anoxic conditions in the water column of a tropical freshwater reservoir (Peña-Larga dam, NW Venezuela). *App. Geochem.* 19: 1295-1314.
- BARBOSA, D.S.; ESPÍNDOLA, E.L.G. 2003. Algumas Teorias Ecológicas Aplicadas a Sistemas Lóticos” In: BRIGANTE, J.; ESPÍNDOLA, E.L.G. *Limnologia Fluvial: um estudo no rio Mogi-Guaçu*. Rima: São Carlos, p xvi-xxii.
- BRANDIMARTE, A.L.; ANAYA, A.L., SHIMIZU, G.Y. 1999. Comunidade de invertebrados bentônicos nas fases pré-e-pós enchimento em reservatórios: Um estudo de caso no reservatório de aproveitamento múltiplo do rio Mogi-Guaçu (SP). p. 375- 408. In: HENRY, R. (Ed) *Ecologia de reservatórios: Estrutura, função e aspectos sociais*. FAPESP/FUNDIBIO, Botucatu, 800p.
- DIAS, N.S.; FERREIRA NETO, M.; COSME, C.R.; GHEYI, H.R. 2011. Qualidade da água na agricultura. In: DIAS, N.S.; SILVA, M.R.F.; GHEYI, H.R. (org.) **Recursos Hídricos: usos e manejos**. São Paulo: Ed. Livraria da Física, 31-62 p.
- ESTEVES, F.A. 2011. *Fundamentos de Limnologia, Interciência*: Rio de Janeiro, 790p.
- FANTIN-CRUZ, I. 2012. Efeitos da formação e operação de um reservatório de pequena regularização na alteração da qualidade da água e do regime hidrológico na planície de inundação do Pantanal. Tese. Universidade Federal do Rio Grande do Sul – IPH. Porto Alegre, RS. 85p.
- FERNANDES, V. O.; CAVATI, B.; OLIVEIRA, L. B.; SOUZA, B. 2009. Ecologia de cianobactérias: fatores promotores e conseqüências das florações. *Oecol. Bras.* 13(2), pp. 247-258.
- FIGUEIREDO, D. M. 2007. Padrões Limnológicos e do fitoplâncton nas fases de enchimento e estabilização dos reservatórios do APM Manso e AHE Jauru (Estado de Mato Grosso, Tese. Universidade Federal de São Carlos, SP. 264p.
- FIGUEIREDO, D.M.; BIANCHINI-JR., I. 2008. Limnological patterns of the filling and stabilization phases in the Manso multiple-use reservoir (MT). *Acta Limnol. Bras.*, vol. 20, nº 4. 277-290 p.
- FIGUEIREDO, D. M. 2009. Limnologia e qualidade das águas superficiais das sub-bacias alta e média”. In: FIGUEIREDO, D.M. E SALOMÃO, F.X.T. *Bacia do Rio Cuiabá, uma abordagem socioambiental*. Cuiabá, MT: Entrelinhas: EdUFMT, 2009. p.114-125.
- FIGUEIREDO, D.M.; DORES, E.F.G.C; PAZ, A.R.; SOUZA, C.F. 2012. Availability, uses and management of water in the Brazilian Pantanal. In: IORIS, A.A.R. *Tropical wetland management*. Ashgate Publishing. England. 59-98 p.
- FRAGOSO JR, C.R.; FERREIRA, T.F.; MOTTA MARQUES, D. 2009. *Modelagem Ecológica em Ecossistemas. Aquáticos*. Oficina de Textos. 304p.
- GENTIL, V. 2007. *Corrosão*. Editora LTC. 5a edição, Rio de Janeiro.
- HENRY, R. 2003. Os ecótonos nas interfaces dos ecossistemas aquáticos: conceitos, tipos, processos e importância. Estudo de aplicação em lagoas marginais ao rio Paranapanema na zona de sua desembocadura na represa Jurumirim”. In: Henry, R. (org.) *Ecótonos nas Interfaces dos Ecossistemas Aquáticos*. Rima: São Carlos, p1-28.

JUNK, W. J.; MELLO, J. A. S. 1990. Nunes de. Impactos ecológicos das represas hidrelétricas na bacia amazônica brasileira. **Estud. av.**, São Paulo, v. 4, n. 8, Apr. Available from <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S01030141990000100010&lng=en&nrm=iso>. accesson 30 July 2014. http://dx.doi.org/10.1590/S01030141990000100010.

MATSUMURA-TUNDISI, T. 1999. Diversidade de zooplankton em represas do Brasil. In: HENRY, R. **Ecologia de reservatórios**. São Paulo: FAPESP/FUNDIBIO. p.41-54.

NALIATO, D.A.O.; NOGUEIRA, M.G.; PERBICHE-NEVES, G. 2009. Discharge pulses of hydroelectric dams and their effects in the downstream limnological conditions: a case study in a large tropical river (SE Brazil). *Lakes; Reser.: Res. and Manag.*, Vol.14, 301-314p.

ODUM, E. P. 1988. **Ecologia**. Rio de Janeiro, Guanabara. 434p.

PAGIORO, T.A.; THOMAZ, S.M.; ROBERTO, M.C. 2005. Caracterização limnológica abiótica dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. *Biocenoses em reservatórios-padrões espaciais e temporais*. São Carlos: RIMA. 17-38 p.

RESH, H.V.; JACKSON, J.K. 2001. Rapid assessment approaches to biomonitoring using benthic macroinvertebrates. In: ROSENBERG, D.M.; RESH, V.H. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Kluwer Academic Publishers, 195-233p.

SANTOS, S.B., THIENGO, S.C., FERNANDEZ, M.A., MIYAHIRA, I.C., GONÇALVES, I.C.B., XIMENES, R.F., MANSUR, M.C.D.; PEREIRA, D. 2012. Espécies de moluscos límnicos invasores no Brasil. In *Moluscos límnicos invasores no Brasil: biologia, prevenção e controle* (M.C.D. Mansur, C.P. Santos, D. Pereira, I.C.P. Paz, M.L.L. Zurita, M.T.R. Rodriguez, M.V. Nehrke; P.E.A. Bergonci, orgs.). Redes Editora, Porto Alegre, 412p.

SEMA-SECRETARIA DE ESTADO DE MEIO AMBIENTE. 2009. Plano Estadual de Recursos Hídricos de Mato Grosso-PERH-MT. Cuiabá: KCM Editora. 182 p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J. G. 2000. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J. G. ed. *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*. ILEC/IEE: São Carlos, V9. 280p.

TUCCI, C.E.M. Água no meio urbano. 1999. In: REBOUÇAS, A.C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J.G. *Águas doces no Brasil-capital ecológico, uso e conservação*. São Paulo: Escrituras. 475-508 p.

WANTZEN, K.M.; CUNHA, C.N.; SIQUEIRA, A.J.B. 2011. Cerrado stream valleys and their vegetation: Structure, impacts by erosion, and recuperation strategies. In: JUNK, W.J.; Da SILVA, C.J.; CUNHA, C.N.; WANTZEN, K.M. *The Pantanal: Ecology, biodiversity and sustainable management of a large neotropical seasonal wetland*. Sofia-Moscou: Pensoft, p143-165.

Daniela Maimoni Figueiredo Doutora, Consultora e Gerente Geral – Aqualise S/S Ltda. Professora Colaboradora do Mestrado em Rec. Hídricos-UFMT: dani_figueiredo@uol.com.br

Rúbia Cruz-Fantin Doutoranda no Programa de Física Ambiental – UFMT, Consultora e Gerente Técnica – Aqualise S/S Ltda: rubiafantin@uol.com.br

A operacionalidade do modelo multicritério de avaliação de alternativas no plano da bacia hidrográfica do Rio dos Sinos, RS, Brasil

Submissão: 21/08/14
Revisão: 06/10/14
Aprovação: 09/12/14

Helena Barreto Matzenauer
Wilian Correa Marques
Eduardo Kirinus

RESUMO: Este artigo visa apresentar a operacionalidade do Modelo Multicritério em Apoio à Decisão, utilizando, como suporte empírico, o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, RS. A descrição detalhada das etapas que o Modelo contém e a sua aplicação no caso estudado busca evidenciar a pertinência de sua utilização como apoio ao planejamento de recursos hídricos, em se considerando a complexidade que o caracteriza. A avaliação atentou para aspectos objetivos e subjetivos do problema em questão e apresentou, de forma estruturada, todos os critérios e estratégias relevantes para a definição das ações adequadas à situação em foco.

PALAVRAS-CHAVE: planejamento de recursos hídricos, planos de bacias hidrográficas, metodologia de apoio à decisão.

ABSTRACT: This paper aims at showing the operability of the Multicriteria Decision Aid Model by using the Sinos River Basin Plan as its empirical support. The detailed description of the steps of the model and of its application to the case under study aims at showing its pertinent use as support for water resource planning, considering its complex characteristics. The evaluation took into account both objective and subjective aspects of the problem under investigation and showed, in a structured way, all criteria and strategies which have been found relevant to define actions appropriate to the situation studied.

KEY WORDS: water resource planning, river basin planning, decision aid methodology

INTRODUÇÃO

Este artigo apresenta um estudo de caso, cujo alvo foi o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, visando evidenciar a pertinência da utilização do Modelo Multicritério em Apoio à Decisão na busca de suporte para a adequada avaliação de alternativas na tomada de decisões. É descrita com detalhe a forma como opera o Modelo, a fim de tornar clara a sua cientificidade e a possibilidade de seu uso, independentemente do objeto de análise, do tempo e do espaço de sua aplicação. Os resultados positivos obtidos no estudo de caso aqui relatado podem ser atribuídos à versatilidade do Modelo e à sua adequada operacionalização, o que justifica a sua apresentação detalhada.

O Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, localizada no estado do Rio Grande do Sul, é o foco do estudo na condição de realidade empírica de demonstração da aplicabilidade prática e das vantagens

advindas da utilização das Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão baseadas em um paradigma construtivista, para o planejamento de recursos hídricos de bacias hidrográficas, no âmbito dos Comitês de Bacia Hidrográfica, como meio de propiciar a efetiva participação da sociedade no processo de tomada de decisões sobre a gestão dos recursos hídricos.

Apresenta-se, nas seções seguintes, apenas um exemplo de cada etapa da construção do Modelo.

A CONSTRUÇÃO DO MODELO MULTICRITÉRIO DE AVALIAÇÃO DE ALTERNATIVAS PARA O PLANO DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DOS SINOS – A EXPLICITAÇÃO DAS FASES DO MODELO

Este estudo utiliza um *Método* Multicritério que adota uma abordagem de critério único de síntese por meio de um procedimento de agregação aditiva, baseado em uma *Metodologia* de Apoio à Decisão,

que se caracteriza por adotar o paradigma científico do construtivismo (BANA e COSTA,; VANSNICK, 1995).

A Metodologia Multicritério em Apoio à Decisão utilizada para construir o Modelo de Avaliação de Alternativas para o Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos divide-se em quatro grandes etapas (KEENEY, 1992), as quais estão formalizadas, com suas subetapas, na Figura 1:

A operacionalização de cada uma das etapas do Modelo é, a seguir, discutida, com base no Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

Identificação do Contexto Decisório

Problemática de Referência

O Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos (COMITESINOS) realizou o processo de enquadramento dos corpos de água em classes de uso preponderante e, conforme atribuição proposta na Lei Estadual nº 10.350/94, sua meta seguinte era a elaboração e implantação do Plano da Bacia Hidrográfica. Como passos subsequentes, o COMITESINOS precisava identificar e avaliar as

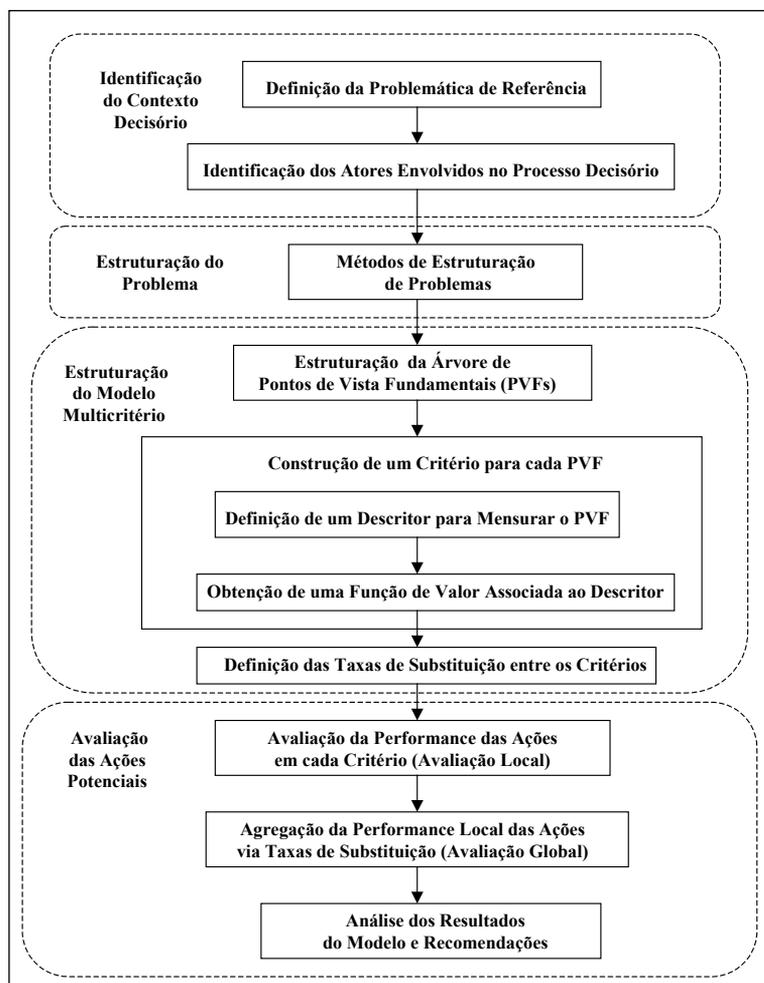


FIGURA 1. Fases da Metodologia Multicritério em Apoio à Decisão (adaptado de ENSSLIN et al., 2001).

alternativas que deveriam constar no Plano da Bacia Hidrográfica para que as metas de qualidade de água estabelecidas no processo de enquadramento das águas sejam atingidas.

Após um longo processo de maturação, o processo de enquadramento dos corpos d'água em classes de uso preponderantes foi finalizado e a sociedade da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, por meio do COMITESINOS, decidiu sobre as classes de uso que deseja para os recursos hídricos da bacia. O Quadro 1 apresenta uma comparação entre a situação atual e a situação desejada para a qualidade das águas da bacia hidrográfica do rio dos Sinos (enquadramento).

Identificação dos Atores Envolvidos no Processo Decisório

Os atores envolvidos no processo decisório da bacia hidrográfica do rio dos Sinos foram identificados da seguinte forma: (a) *agidos*: toda população da bacia hidrográfica do rio dos Sinos; (b) *decisores*: membros do COMITESINOS e (c) *facilitador*: autora deste trabalho.

Estruturação do Problema

Neste trabalho, a primeira etapa para a estruturação de um problema foi a obtenção dos elementos primários de avaliação (ROY, 1996), que são aspectos considerados relevantes pelos decisores para a tomada de decisões.

Obtenção dos Elementos Primários de Avaliação

Os elementos primários de avaliação foram obtidos em duas etapas: primeiro, por meio de entrevistas individuais com os membros da Comissão Permanente de Assessoramento (CPA) do COMITESINOS e, posteriormente, por meio da aplicação de um questionário para todos os membros do Comitê.

Para realizar as entrevistas com os membros da CPA do COMITESINOS, visando à obtenção dos elementos primários de avaliação, a facilitadora definiu, inicialmente, um rótulo para o problema, perguntando aos decisores, de acordo com a sua visão, qual era o contexto decisório, qual era a problemática em questão, ou seja, qual era o foco das suas preocupações neste contexto.

Porém, fazia-se necessário captar as perspectivas, as visões-de-mundo, os valores e as motivações, sobre os aspectos que deveriam ser considerados em um processo de avaliação de alternativas para o Plano da Bacia Hidrográfica do rio dos Sinos de todos os decisores do trabalho, que corresponde ao grupo formado por todos os membros do COMITESINOS.

Assim, deu-se início à segunda etapa de obtenção dos elementos primários de avaliação, por meio da elaboração e aplicação de um questionário para todos os membros do COMITESINOS. A primeira versão do questionário foi feita a partir da análise de documentos do COMITESINOS, das

QUADRO 1

Comparação entre a Situação Vigente e a Situação Desejada para a Qualidade das Águas da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos – Processo de Enquadramento (extraído de COMITESINOS, 2002)

Trecho			Situação Atual da Qualidade das Águas		Situação Desejada da Qualidade das Águas	
Código	Nome	Descrição	Condição	Classe	Condição	Classe
S1 - S2	Sinos Inferior IV	Foz - Captação Esteio	RUIM	4	REGULAR	3
S2 - S3	Sinos Inferior III	Cap. Esteio - Arroio Portão	RUIM	4	REGULAR	3
S3 - S4	Sinos Inferior II	Arroio Portão - Arroio São José	RUIM	4	REGULAR	3
S4 - S5	Sinos Inferior I	Arroio São José - Campo Bom	RUIM	4	REGULAR	3
S5 - S6	Sinos Médio III	Campo Bom - Rio Paranhana	RUIM	4	REGULAR	3
S6 - S7	Sinos Médio II	Rio Paranhana - Foz Rio Rolante	BOA / REGULAR	2 / 3	BOA	2
S7 - S8	Sinos Médio I	Foz Rio Rolante - Arroio Caraá	BOA	2	BOA	2
S8 - S9	Sinos Superior	Arroio Caraá - Nascente	MUITO BOA / BOA	1 / 2	MUITO BOA	1

respostas obtidas nas entrevistas individuais. Diz-se primeira versão do questionário, porque o mesmo passou por modificações ao longo do processo, como parte da abordagem construtivista adotada neste trabalho. A CPA do COMITESINOS sugeriu mudanças em algumas questões, alterando a formulação de algumas delas, ficando, então, o questionário, em sua versão final, com 14 questões semifechadas.

Após tratamento estatístico das respostas dos questionários, obteve-se uma série de impressões, valores e preferências dos membros do COMITESINOS em relação aos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Dessa forma, a partir das entrevistas realizadas e das respostas dos membros do COMITESINOS ao questionário proposto, foram obtidos os elementos primários de avaliação do problema.

O Agrupamento em Áreas de Interesse

O próximo passo para a estruturação do problema foi agrupar esses elementos primários de avaliação em áreas de interesse. O agrupamento dos elementos primários de avaliação (ou preocupações) em áreas de interesse foi feito através da junção das preocupações que expressam idéias semelhantes, sendo resultante desse processo uma lista de interesses articulados com princípios lógicos, mas não de maneira estruturada. Assim, os dados obtidos através das respostas dos questionários foram tabulados e foram construídos 5 agrupamentos de preocupações, sendo que no primeiro agrupamento das preocupações em áreas de interesse foram identificadas 125 preocupações, agrupadas em 20 áreas de interesse, de acordo com a semelhança de suas idéias.

A partir desse agrupamento, foram elaborados os outros agrupamentos, juntamente com o grupo de decisores do problema, até que se chegou no quinto e último agrupamento das preocupações em áreas de interesse, reunindo, assim, todos os aspectos considerados mais relevantes pelos decisores para serem consideradas no contexto decisório em questão e, conseqüentemente, na estruturação da Árvore de Pontos de Vista do problema. Esse último agrupamento reuniu 80 preocupações, agrupadas em 13 áreas de interesse. Dessa forma, foi finalizada a etapa de estruturação do problema, tendo sido o próximo passo a estruturação do modelo multicritério, a partir da construção de uma Árvore de Pontos de Vista Fundamentais (veja-se Fig. 1). O Quadro 2 apresenta um recorte do agrupamento final das preocupações em áreas de interesse.

Estruturação do Modelo Multicritério

A Árvore de Pontos de Vista Fundamentais do Problema

Para estruturar a Árvore de Pontos de Vista do problema, em um primeiro momento, foi apresentado ao grupo de decisores o quadro completo que continha o agrupamento final das preocupações em áreas de interesse. O objetivo era obter a validação dos decisores a respeito dos conceitos obtidos e a forma como foram agrupados em áreas de interesse. Assim, a CPA do COMITESINOS validou a elaboração do agrupamento final das preocupações em áreas de interesse, considerando-o bastante adequado e representativo do contexto decisório da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. A seguir, buscou-se em cada área de interesse, a partir das preocupações listadas, estruturar os Pontos de Vista Fundamentais (PVF) do modelo (ENSSLIN; MONTIBELLER; NORONHA, 2001).

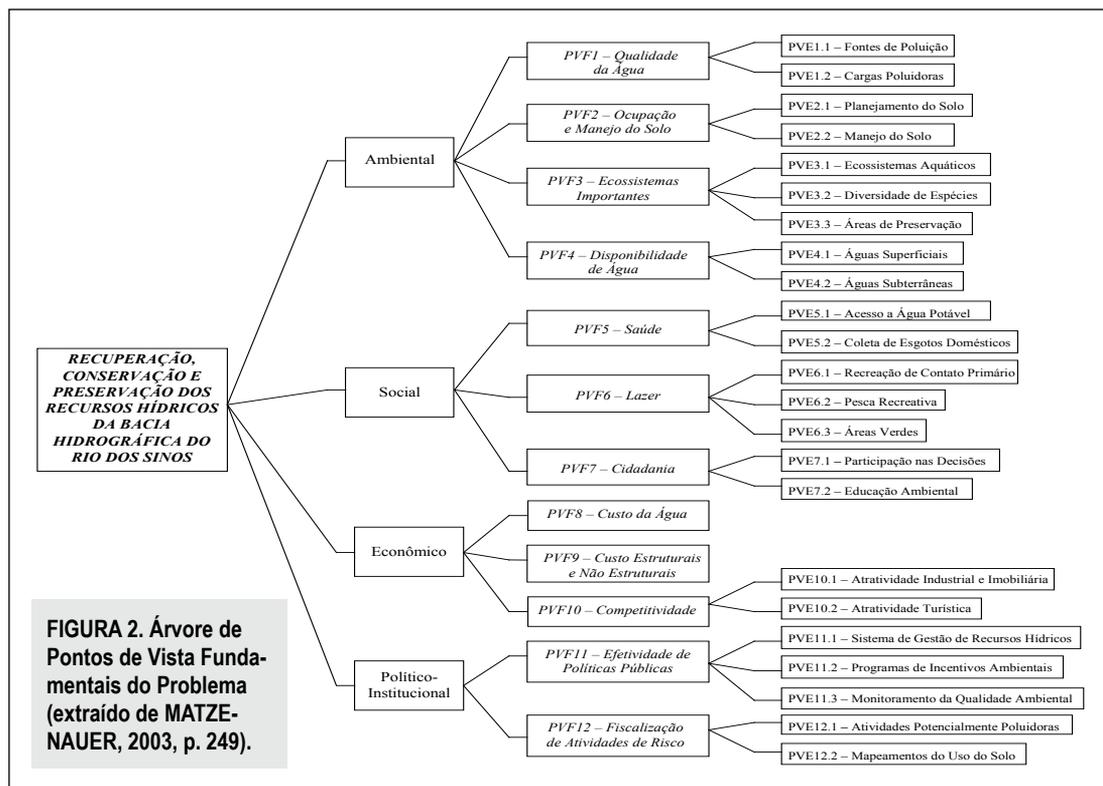
Assim, a partir do rótulo do problema estabelecido pelos decisores, foram analisadas as preocupações listadas, caminhando-se em direção ao contexto decisório. O PVF é o primeiro objetivo estratégico que os decisores podem alcançar integralmente no contexto decisório, porque é operacionalizável. Dessa forma, analisando-se o Quadro 2, que é um recorte do quadro completo do agrupamento final das preocupações em áreas de interesse, a Preocupação 23 - “planejamento e controle do uso e ocupação do solo na região através de Planos Diretores Municipais”, por exemplo, é uma ação que operacionaliza a preocupação mais ampla “Uso e Ocupação do Solo”. Assim, o conceito “Uso e Ocupação do Solo” é um candidato a Ponto de Vista Fundamental. Observe-se que os PVFs integram Pontos de Vista Elementares (PVE).

Seguindo este procedimento, foram identificados todos os candidatos a Pontos de Vista Fundamentais do problema, podendo-se agora apresentar este conjunto de pontos de vista na forma de uma estrutura arbórescente, conforme pode ser visualizado na Figura 2.

A Árvore de Pontos de Vista Fundamentais do problema constituiu-se de 12 PVFs, que foram agrupados em quatro grandes áreas de interesse, segundo os aspectos a serem avaliados: área ambiental, área social, área econômica e área político-institucional. Assim, a área ambiental apresenta 4 PVFs, que foram avaliados segundo 9 PVEs; a área social é composta por 3 PVFs, que foram avaliados de acordo com 7

QUADRO 2
Recorte do Agrupamento Final dos Elementos Primários de Avaliação ou Preocupações em Áreas de Interesse
(adaptado de MATZENAUER, 2003, p.243)

Áreas de interesse	Elementos primários de avaliação ou preocupações
Qualidade da Água	1. falta de tratamento dos esgotos domésticos
	2. falta de tratamento dos esgotos industriais
Uso e Ocupação do Solo	19. intensa urbanização sem planejamento do uso do solo
	23. planejamento e controle do uso e ocupação do solo na região através de Planos Diretores Municipais
Ecosistemas	30. poluição de ecossistemas importantes como banhados e nascentes de rios
Importantes	32. inexistência de vida aquática e extinção da fauna regional
Disponibilidade de Água	34. preservação para as futuras gerações
	35. controle do desperdício de água por negligência operacional e problemas nos equipamentos
Saúde	39. uso fundamental da água para abastecimento público
	40. proliferação de doenças entre a população ribeirinha
Lazer	42. inviabilidade da pesca no rio pela mortandade dos peixes
	43. impossibilidade de recreação e lazer por não ser mais possível tomar banho no rio e praticar esportes
Participação nas Decisões	45. participar do COMITESINOS para ter mais informações sobre o problema das águas
Educação Ambiental	46. responsáveis pelas decisões são a sociedade da bacia através do COMITESINOS
	49. a população em geral não possui esclarecimentos sobre a importância da preservação da água
Custo da Água	50. programas de comunicação social de massa para esclarecer a população sobre a importância da preservação dos recursos hídricos da bacia
	59. encarecimento do abastecimento público porque a água precisa ser captada mais longe
Obras de Infra-estrutura	60. implantação e recuperação de banhados para tratamento dos efluentes rurais
	61. contenção do escoamento das águas da chuva com esgotos domésticos e detritos através da construção de canais e sistemas de infiltração
Competitividade	66. prejuízo ao desenvolvimento regional por indústrias não poderem se instalar na região
	67. inviabilidade do turismo ecológico na região
Fiscalização	72. fiscalização do tratamento dos efluentes industriais das empresas de pequeno e médio porte
	73. restrição à localização de atividades efetiva ou potencialmente poluidoras
Políticas de Gestão	76. execução do enquadramento dos corpos de água em classe de uso
	77. falta de vontade política dos governantes para produzirem melhorias para os recursos hídricos



PVEs; a área econômica apresenta 3 PVEs, que foram avaliados segundo 2 PVEs e, finalmente, a área político-institucional é constituída por 2 PVFs, que foram avaliados de acordo com 5 PVEs.

Construção dos Descritores

Os descritores, que são uma escala de valores que se constrói para cada um dos pontos de vista e que tem como objetivo auxiliar na compreensão do que cada um desses pontos representa e como eles irão impactar, foram construídos, neste trabalho, a partir das informações coletadas anteriormente e em conjunto com a CPA do COMITESINOS.

Segundo o juízo de valor dos decisores, o problema da *Recuperação, Conservação e Preservação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos* (rótulo do problema) deveria ser avaliado de acordo com 12 Pontos de Vista Fundamentais, que foram divididos em 4 grandes áreas de interesse: ambiental, social, econômica e político-institucional, conforme referido acima. Assim, o processo de cons-

trução dos descritores teve como ponto de partida as ideias geradas pelos decisores quando responderam aos questionários, sendo que, em muitos casos, os conceitos emitidos por eles como respostas àquelas perguntas se constituíam em formas de avaliar alternativas, sendo assim aproveitados para auxiliar na formulação dos descritores. A partir de sugestões apresentadas pela facilitadora deste trabalho, o grupo de decisores reunidos avaliava se o descritor era adequado para representar a performance de uma dada alternativa naquele ponto de vista, pensando em termos do seu impacto na *Recuperação, Conservação e Preservação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos*. Em caso afirmativo, o descritor era validado, caso contrário, o grupo de decisores, orientado pela facilitadora, discutia qual seria o descritor mais adequado para aquele ponto de vista. Esse procedimento foi efetuado para a construção de cada um dos descritores dos pontos de vista do modelo.

Dessa forma, foram construídos 40 descritores para avaliar os 12 Pontos de Vista Fundamentais do

modelo, sendo cada descritor constituído por uma escala ordinal, que permite representar o desempenho de qualquer alternativa, segundo o ponto de vista que está sendo considerado. A seguir, é apresentado o descritor para o PVE5.1 – Acesso à Água Potável, que pertence ao PVF5 – Saúde.

Assim, o PVE5.1 – Acesso à Água Potável avalia uma das condições fundamentais para a saúde dos seres humanos, ou seja, a facilidade de acesso da população da bacia à água potável. Esta é uma dimensão bastante ampla e, neste PVE, fez-se a suposição de que a água distribuída atende aos padrões de potabilidade exigidos, avaliando-se, assim, a quantidade de domicílios da bacia que têm acesso à água potável. Dessa forma, o descritor para esse PVE foi operacionalizado através de um descritor indireto, sendo identificados cinco estados possíveis. É importante lembrar que os descritores já possuem uma estrutura de pré-ordem completa, ou seja, um nível superior é sempre preferível a um nível inferior. Além disso, a avaliação de uma ação que possua qualquer nível intermediário entre os níveis pode ser facilmente calculada através de uma interpolação linear. O Quadro 3 a seguir apresenta a descrição do descritor em níveis de impacto, além da identificação dos níveis de referência *Bom* e *Neutro*.

Construção das Funções de Valor

Para se obterem as funções de valor dos descritores dos pontos de vista do problema, foi utilizado, neste caso, o método MACBETH (*Measuring Attractiveness by a Categorical Based Evaluation Technique*), construído por Bana, Costa e Vansnick (1995), segundo o qual as funções de valor são obtidas por meio de comparações par-a-par da diferença de atratividade entre os níveis de impacto dos descritores. O procedimento para a construção das funções de valor inicia-se através da construção de matrizes de juízos de valor para cada um dos descritores dos pontos de vista e, a partir disso, obtêm-se as escalas de valor cardinais que fornecem uma avaliação local das alternativas.

Como a Metodologia Multicritério em Apoio à Decisão adotada neste trabalho utiliza escalas de intervalo para classificar, ordenar e distinguir a diferença de magnitude entre as categorias, é necessário transformar as funções de valor em escalas de intervalo. A metodologia permite comparar os intervalos existentes entre as categorias que a compõem, sendo que dois de seus valores são arbitrados e, normalmente, o zero da escala é um deles. Dessa forma, é necessário ancorar a faixa de variação das funções de valor, fixando o valor

QUADRO 3
Descritor do PVE5.1 – Acesso à Água Potável (adaptado de MATZENAUER, 2003, p. 518).

Níveis de Impacto	Descrição	Níveis de Referência
N5	100% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	Bom
N4	80% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	
N3	60% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	
N2	40% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	Neutro
N1	20% ou menos dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	

QUADRO 4
Função de Valor do PVE5.1 – Acesso à Água Potável (extraído de MATZENAUER, 2003, p. 577).

	N5	N4	N3	N2	N1	Função de Valor MACBETH	Função de Valor Reescalada
N5	0	3	4	5	6	100	100
N4		0	3	4	5	77	67
N3			0	3	4	54	33
N2				0	4	31	0
N1					0	0	-44

da escala referente ao nível *Neutro*, em cada descritor, no valor 0 e a do nível *Bom* em 100. Assim, esses níveis terão uma atratividade equivalente em todos os descritores. O Quadro 4 apresenta a matriz de juízos de valor do PVE5.1 – Acesso à Água Potável, com os juízos semânticos expressos pelos decisores, a função de valor obtida por meio do software MACBETH e a função de valor reescalada.

Pelos dados do Quadro 4, vê-se que os decisores julgaram que a perda de atratividade de passar do N5 para o N4 era moderada (categoria 3). Assim, coloca-se o valor 3 no cruzamento da linha N5 com a coluna N4 da matriz. É importante salientar que este número 3 não tem significado numérico absoluto e apenas representa a categoria de diferença de atratividade moderada (C3) do método MACBETH. Dessa forma, o mesmo procedimento é realizado com os outros níveis de impacto, até completar a matriz de juízos de valor (o procedimento é feito sempre em linha).

Obtenção dos Critérios de Avaliação do Problema

A partir da determinação da função de valor associada a um descritor, considera-se que foi construído um *Critério de Avaliação* para um dado Ponto de Vista. Como um exemplo, o Quadro 5 apresenta o Critério de Avaliação 5.1 – Acesso à Água Potável.

Determinação das Taxas de Substituição

O Modelo de Avaliação Multicritério adotado neste trabalho utiliza uma abordagem de critério único de síntese, que consiste em avaliar as ações potenciais segundo uma função de agregação aditiva, na forma de uma soma ponderada. Dessa forma, a avaliação global de uma ação potencial *a* é calculada pela seguinte equação:

$$V(a) = \sum_{i=1}^n w_i \cdot v_i(a) \quad (1)$$

onde:

V(a): Valor Global da ação *a*;

v_i(a): Valor parcial da ação *a* no critério *i*;

w_i: Taxas de Substituição do critério *i*;

n: número de critérios do modelo.

Como, no presente caso, foi utilizado o método MACBETH para se obterem as taxas de substituição dos critérios do modelo, segue-se o procedimento de comparação, par-a-par, de cada dois critérios e subcritérios. A Figura 3 apresenta, na parte superior, a ordenação dos critérios e, na parte inferior, a determinação das taxas de substituição dos critérios do modelo – esta Figura mostra como os decisores valorizam cada critério do modelo.

Como as taxas de substituição representam a atratividade dos critérios levados em conta no estudo do problema da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, para os níveis fixados como *Bom* e *Neutro*, analisando-se a Figura 3, pode-se observar que os critérios considerados mais importantes, segundo o juízo de valor dos decisores, foram: Critério 7 – Cidadania (14%), Critério 2 – Ocupação e Manejo do Solo (13%), Critério 3 – Ecossistemas Importantes (12%), Critério 4 – Disponibilidade de Água (11,5%), Critério 1 – Qualidade da Água (11%), Critério 5 – Saúde (10%) e Critério 11 – Efetividade de Políticas Públicas (9%). Os Critérios com menor atratividade para passar do nível *Neutro* para o nível *Bom*, segundo o juízo de valor dos decisores, foram: Critério 10 – Competitividade (6%), Critério 8 – Custo da Água (5,5%), Critério 9 – Custos Estruturais e Não

QUADRO 5

Critério de Avaliação 5.1 – Acesso à Água Potável (extraído de MATZENAUER, 2003, p. 578).

Níveis de Impacto	Níveis de Referência	Descrição	Função de Valor Reescalada
N5	Bom	100% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	100
N4		80% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	67
N3		60% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	33
N2	Neutro	40% dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	0
N1		20% ou menos dos domicílios estão ligados à rede geral de abastecimento público	- 44

Crítérios	Crítério 1	Crítério 2	Crítério 3	Crítério 4	Crítério 5	Crítério 6	Crítério 7	Crítério 8	Crítério 9	Crítério 10	Crítério 11	Crítério 12	Total	Ordem
Crítério 1 – Qualidade da Água		0	0	0	1	1	0	1	1	1	1	1	7	5º
Crítério 2 – Ocupação e Manejo do Solo	1		1	1	1	1	0	1	1	1	1	1	10	2º
Crítério 3 – Ecossistemas Importantes	1	0		1	1	1	0	1	1	1	1	1	9	3º
Crítério 4 – Disponibilidade de Água	1	0	0		1	1	0	1	1	1	1	1	8	4º
Crítério 5 – Saúde	0	0	0	0		1	0	1	1	1	1	1	6	6º
Crítério 6 – Lazer	0	0	0	0	0		0	0	0	0	0	1	1	11º
Crítério 7 – Cidadania	1	1	1	1	1	1		1	1	1	1	1	11	1º
Crítério 8 – Custo da Água	0	0	0	0	0	1	0		1	0	0	1	3	9º
Crítério 9 – Custos Estruturais e Não Estruturais	0	0	0	0	0	1	0	0		0	0	1	2	10º
Crítério 10 – Competitividade	0	0	0	0	0	1	0	1	1		0	1	4	8º
Crítério 11 – Efetividade de Políticas Públicas	0	0	0	0	0	1	0	1	1	1		1	5	7º
Crítério 12 – Fiscalização de Atividades de Risco	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0		0	0	12º

Crítérios	Crítério 7	Crítério 2	Crítério 3	Crítério 4	Crítério 1	Crítério 5	Crítério 11	Crítério 10	Crítério 8	Crítério 9	Crítério 6	Crítério 12	A0	MACBETH	Taxas	
Crítério 7 – Cidadania	0	3	4	4	4	4	4	5	5	5	6	6	6	100	14%	
Crítério 2 – Ocupação e Manejo do Solo			0	3	4	4	4	5	5	5	6	6	6	95	13%	
Crítério 3 – Ecossistemas Importantes				0	3	4	4	5	5	5	6	6	6	90	12%	
Crítério 4 – Disponibilidade de Água					0	3	4	4	5	5	6	6	6	85	11,5%	
Crítério 1 – Qualidade da Água						0	3	4	5	5	6	6	6	80	11%	
Crítério 5 – Saúde							0	4	4	4	5	5	6	74	10%	
Crítério 11 – Efetividade de Políticas Públicas								0	4	4	4	5	5	66	9%	
Crítério 10 – Competitividade									0	3	4	4	5	45	6%	
Crítério 8 – Custo da Água										0	3	4	4	40	5,5%	
Crítério 9 – Custos Estruturais e Não Estruturais											0	4	4	35	5%	
Crítério 6 – Lazer												0	3	4	13	2%
Crítério 12 – Fiscalização de Atividades de Risco													0	4	8	1%
Ação Neutra (A0)													0	0	0	

FIGURA 3. Ordenação dos Critérios e Determinação das Taxas de Substituição entre os Critérios do Modelo (extraído de MATZENAUER, 2003, p. 617).

Estruturais (5%), Critério 6 – Lazer (2%) e Critério 12 – Fiscalização de Atividades de Risco (1%).

Essas taxas significam que os decisores valorizam o Critério Cidadania 14 (=14/1) vezes mais do que o Critério Fiscalização de Atividades de Risco; ou 7 (=14/2) vezes mais que o Critério Lazer; ou 2,80 (=14/5) vezes mais do que o Critério Custos Estruturais e Não Estruturais; ou 2,55 (=14/5,5) vezes mais do que o Custo da Água; ou 2,33 (=14/6) vezes mais do que o Critério Competitividade. Da mesma forma, pode-se dizer que o Critério 5 - Saúde, é 5 vezes (10/2) mais importante do que o Critério 6 - Lazer.

Dessa forma, depois de definido como avaliar localmente as alternativas, mediante a construção dos critérios, e como agregar essas informações locais numa única dimensão, mediante as taxas de substituição, o modelo multicritério está concluído.

A Avaliação das Ações Potenciais

Estando estruturado o modelo de avaliação multicritério, é possível agora utilizá-lo para avaliar a performance das ações potenciais e gerar novas e melhores alternativas. Isso significa dizer que, até este estágio, tem-se estruturado o problema da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, através da construção de uma hierarquia de critérios, descritores, funções de valor e taxas de substituição entre os

mesmos. Assim, é chegado o momento de reunir esse conjunto de informações em um modelo global de avaliação e analisar a situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, assim como sugerir ações e estratégias que visem à *Recuperação, Conservação e Preservação dos Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos*. Pela abrangência e dimensão do trabalho, será apresentado a seguir apenas o diagnóstico da situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos, que foi traçado por meio do Modelo Multicritério de Avaliação de Alternativas construído para a bacia.

Avaliação Local das Ações Potenciais

O próximo passo é construir, de forma concreta, as ações e estratégias a serem avaliadas na problemática da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Segue-se, fundamentalmente, o roteiro de análise dos critérios e subcritérios do modelo, assim como os seus descritores, funções de valor e taxas de substituição. Para realizar a avaliação local das ações potenciais, é preciso identificar qual o desempenho dessas ações potenciais em cada um dos critérios e subcritérios do modelo. Dessa forma, os decisores identificam, no Quadro que representa o descritor e sua função de valor, o nível que melhor representa o desempenho da ação potencial que está sendo avaliada.

Assim, a primeira ação a ser avaliada, de acordo com os critérios e subcritérios do modelo, é a “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” ou a situação “*status quo*”, que possibilita estabelecer um diagnóstico da bacia. Seguindo o procedimento acima, em uma reunião da CPA do COMITESINOS, o grupo de decisores identificou os níveis de impacto que melhor descreviam a “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, para cada critério e subcritério do modelo, e, a partir da determinação desses níveis de impacto, foi obtida a pontuação local que a “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” obteve nos critérios e subcritérios que foram construídos para o modelo. O Quadro 6 a seguir apresenta o perfil de impacto da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, incluindo a avaliação local segundo cada um dos critérios e subcritérios do modelo, ou seja, são apresentados todos os descritores dos critérios e subcritérios do modelo, com os seus respectivos níveis de impacto e a pontuação que foi obtida para cada nível a partir das funções de valor. Os valores apresentados no Quadro 6 correspondem aos valores que foram determinados mediante o reescalonamento das funções de valor, ou seja, com os níveis de impacto de referência *Bom* e *Neutro* ancorados nos valores 100 e 0, respectivamente. O impacto obtido pela avaliação local, ou seja, em cada critério e subcritério do modelo, da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” está salientado em negrito e na cor laranja.

Com uma análise do Quadro 6, pode-se traçar um diagnóstico da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, situando melhor os decisores quanto à pontuação local obtida por essa avaliação. Segundo os critérios e subcritérios do modelo, pode-se verificar em quais aspectos a avaliação da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” obteve uma pontuação abaixo do nível *Neutro*, como o sub-critério 1.1.1 – Lançamento de Efluentes Domésticos, com – 105 pontos, os aspectos em que a performance da situação atual impactou no nível *Neutro*, como o sub-critério 1.1.3 – Resíduos Sólidos Domésticos, com 0 pontos, os aspectos em que a performance da situação atual impactou entre os níveis de impacto de referência *Bom* e *Neutro*, como o sub-critério 1.1.2 – Lançamento de Efluentes Industriais, com 72 pontos, e os aspectos em que a performance da situação atual impactou no nível *Bom*, como o subcritério 4.1.1 – Quantidade de Águas Superficiais, com 100 pontos.

Essa análise permite constatar que, do total de 40 critérios e subcritérios construídos para o modelo,

em 11 aspectos a avaliação da situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos ficou com desempenho abaixo do nível *Neutro*, que equivale a 27,5% dos pontos analisados, apresentando um desempenho comprometedor, em 15 aspectos a avaliação da situação atual da bacia ficou com desempenho no nível *Neutro*, que equivale a 37,5% dos pontos analisados, apresentando um desempenho ainda bastante comprometedor, em 12 aspectos a avaliação da situação atual da bacia ficou com desempenho entre os níveis de referência *Bom* e *Neutro*, que equivale a 30% dos pontos analisados, apresentando um desempenho competitivo, e em apenas 2 aspectos a avaliação da situação atual da bacia ficou com desempenho no nível *Bom*, que equivale a 5% dos pontos analisados, apresentando um desempenho excelente, de acordo com o juízo de valor dos decisores.

Assim, a partir da análise do Quadro 6, pode-se avaliar quais são os critérios e subcritérios do modelo, cujos impactos merecem maior atenção no desenho de estratégias de planejamento futuro da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Dessa forma, observa-se que, do total de 40 critérios e sub-critérios construídos para o modelo, em 26 aspectos a performance da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” obteve uma pontuação crítica, impactando abaixo ou no nível *Neutro* (pontuação 0), o que significa que em 65% dos pontos analisados a “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” apresenta um desempenho comprometedor e não satisfatório, ressaltando os aspectos do problema da bacia hidrográfica que merecem maior atenção, necessitando com maior urgência de ações de melhoria, segundo o juízo de valor dos decisores.

Assim, a partir dessa análise, os decisores podem hierarquizar as ações mais urgentes de serem implementadas no planejamento dos recursos hídricos da bacia e, no caso da falta de recursos financeiros para implementar todas as ações de melhorias necessárias, a análise proposta pelo modelo permite justificar as escolhas feitas pelos decisores pela adoção de determinadas estratégias ou ações, para os aspectos respectivos.

Desse modo, efetuou-se a avaliação local da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, que também é dita parcial, pois não foram considerados os pesos ou as taxas de substituição entre os critérios e subcritérios do modelo. Assim, para que seja possível obter-se uma avaliação global das ações, o próximo passo consiste em agregar essas avaliações locais de maneira a se obter uma avaliação global, uma vez que

QUADRO 6
Avaliação Local do Impacto da Ação Situação Atual da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos
(extraído de MATZENAUER, 2003, p. 296).

Critérios E	Níveis de impacto									
	N10	N9	N8	N7	N6	N5	N4	N3	N2	N1
Subcritério1.1.1 – Lançamento de Efluentes Domésticos	110	100	84	68	53	37	0	-40	-78	-105
Subcritério1.1.2 – Lançamento de Efluentes Industriais			100	83	72	61	27	0	-27	-61
Subcritério1.1.3 – Resíduos Sólidos Domésticos		111	100	88	66	22	0	-78	-111	-255
Subcritério1.1.4.1 – Uso de Agrotóxicos							100	43	0	-43
Subcritério1.1.4.2 – Efluentes da Pecuária							100	43	0	-43
Subcritério1.2 – Cargas Poluidoras							100	55	0	-55
Subcritério2.1.1 – Ocupação de Áreas Lindeiras Cursos D'Água							100	50	0	-67
Subcritério2.1.2 – Parcelamento do Solo							100	33	0	-116
Subcritério2.2.1.1 – Mata Ciliar ao Longo dos Cursos D'Água						150	100	50	0	-50
Subcritério2.2.1.2 – Florestas e Vegetação Encostas Decl. > 45°						150	100	50	0	-50
Subcritério2.2.1.3 – Cobertura Vegetal Mananciais Abas. Público						150	100	50	0	-50
Subcritério2.2.2.1 – Tipos e Usos do Solo					100	76	59	41	0	-30
Subcritério2.2.2.2 – Assoreamento dos Cursos D'Água								100	50	0
Subcritério2.2.3 – Exploração Mineral					124	100	78	35	0	-14
Subcritério3.1.1 – Fauna Aquática			100	75	50	37	0	-18	-34	-106
Subcritério3.1.2 – Plantas Aquáticas					100	89	66	44	0	-16
Subcritério3.2.1 – Dimin. ou Desap. Espécies da Fauna Regional					100	75	50	16	0	-41
Subcritério3.2.2 – Alteração Diversidade Espécies Flora Regional					100	72	54	27	0	-63
Subcritério3.3.1 – Áreas de Banhados						150	100	50	0	-67
Subcritério3.3.2 – Áreas de Nascentes de Rios e Arroios						150	100	50	0	-67
Subcritério4.1.1 – Quantidade de Águas Superficiais								100	55	0
Subcritério4.1.2 – Uso das Águas Subterrâneas		111	100	72	61	44	30	0	-22	-44
Subcritério4.2.1 – Disponibilidade de Águas Subterrâneas					125	100	62	37	0	-25
Subcritério4.2.2 – Risco de Contaminação Águas Subterrâneas								100	57	0
Subcritério5.1 – Acesso à Água Potável						100	67	33	0	-44
Subcritério5.2 – Coleta de Esgotos Domésticos						100	67	33	0	-44
Subcritério6.1 – Recreação de Contato Primário						150	100	50	0	-66
Subcritério6.2 – Pesca Recreativa						133	100	44	0	-44
Subcritério6.3 – Áreas Verdes							100	50	0	-50
Subcritério7.1 – Participação nas Decisões				100	81	62	44	25	0	-44
Subcritério7.2 – Educação Ambiental					100	63	36	0	-36	-109
Critério 8 – Custo da Água							100	50	0	-50
Critério 9 – Custos Estruturais e Não Estruturais	126	113	100	87	74	61	30	0	-35	-56
Subcritério10.1 – Atratividade Industrial e Imobiliária							100	50	0	-50
Subcritério10.2 – Atratividade Turística		106	100	93	81	56	43	0	-18	-100
Subcritério11.1 – Sistema de Gestão de Recursos Hídricos					100	82	54	27	0	-36
Subcritério11.2 – Programas de Incentivos Governamentais							100	60	0	-60
Subcritério11.3 – Monitoramento da Qualidade Ambiental							100	50	0	-50
Subcritério12.1 – Atividades Potencialmente Poluidoras							100	57	0	-57
Subcritério12.2 – Mapeamentos do Uso do Solo							100	50	0	-62

já foram determinadas todas as taxas de substituição entre os critérios e subcritérios do modelo.

Avaliação Global das Ações Potenciais

A avaliação global das ações potenciais é calculada utilizando-se a fórmula geral de agregação aditiva do modelo multicritério em apoio à decisão. Dessa forma, multiplicam-se as taxas de substituição pela atratividade local de cada ação potencial em cada um dos critérios e subcritérios do modelo, fazendo-se um somatório dos valores encontrados, e obtendo-se, assim, a atratividade global de cada ação potencial avaliada pelo modelo.

Chegou-se a uma pontuação global do modelo para a avaliação da ação “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, com o uso da Equação Geral do Modelo de Valor - $V(a)$, obtendo-se a pontuação dos critérios e subcritérios do modelo, considerando-se as taxas de substituição intracritérios e entre os critérios, na avaliação da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”. A Equação Geral do Modelo de Valor confere 12,91 pontos sobre 100 à “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”. Esse resultado fica apenas um pouco acima do valor do nível de referência *Neutro*, colocando, assim, a avaliação da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos” acima da linha dos níveis críticos, mas ainda apresentando aspectos bastante comprometedores, necessitando de ações de melhorias para aperfeiçoamentos desses aspectos.

Análise dos Resultados do Modelo e Recomendações

A fase de análise dos resultados do modelo e proposição de recomendações de aperfeiçoamento é a última fase do trabalho. A criação de um modelo de avaliação para uma bacia hidrográfica precisa ensejar recomendações práticas para os atores responsáveis pela tomada de decisões sobre os recursos hídricos da bacia. Dessa forma, espera-se que sejam trazidos esclarecimentos sobre a diversidade de caminhos que visam ao apoio à tomada de decisões de forma participativa, com o objetivo de auxiliar na orientação dos rumos futuros da gestão dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Seguindo esse enfoque, as recomendações propostas neste trabalho caracterizam-se pela sua legitimidade, uma vez que foram construídas em conjunto com os atores que efetivamente irão utilizá-las, ao invés de serem meras prescrições ou normas saídas de manuais técnicos e gerais.

Dessa forma, a avaliação de ações de aperfeiçoamento para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos é feita a partir de duas análises: a primeira análise consiste em gerar ações sem considerar as taxas de substituição entre os critérios e subcritérios do modelo e a segunda análise é elaborada levando em conta esses parâmetros.

Exame das Ações sem a Consideração das Taxas de Substituição dos Critérios do Modelo

O objetivo desta análise é obter uma ação global que esteja o mais próximo possível ou acima do nível de referência *Bom* para ser competitiva. Assim, inicia-se o processo examinando cada critério do modelo em busca de aspectos que precisam ser aperfeiçoados. O primeiro passo consiste em observar a pontuação total atingida por cada critério do modelo na avaliação da “situação atual da bacia hidrográfica do rio dos Sinos”, mas sem considerar as taxas de substituição. Para facilitar o exame dos critérios, foi elaborado o Quadro 7, para destacar os valores e os níveis atingidos pelos mesmos.

A ordem dos Critérios no Quadro 7 sugere uma atenção prioritária para os Critério 9, Critério 1, Critério 2, Critério 10, Critério 8 e Critério 12, porque são os Critérios com desempenho mais críticos, segundo os juízos de valor dos decisores. A seguir, existem mais 5 Critérios que estão com a pontuação inferior a 50, quais sejam: Critério 3, Critério 6, Critério 11, Critério 7 e Critério 5. Finalmente, o Critério 4, apesar de não atingir o nível *Bom*, apresenta a melhor performance geral entre os 12 Critérios, o que sugere ainda alguma melhoria possível.

Exame das Ações Considerando as Taxas de Substituição dos Critérios do Modelo

Para proceder a esta análise, foi elaborado o Quadro 8, que apresenta uma comparação entre a ordenação estabelecida pelas pontuações local e global para priorização de ações de aperfeiçoamento. Na coluna referente à pontuação das ações, foi suposto que seriam implementadas ações em que todos os critérios do modelo conseguiriam atingir o nível *Bom* (equivalente a 100 pontos), o que seria em uma situação ideal, pois, nesse caso, também supõe-se que existiriam recursos técnicos e financeiros suficientes para que todas as ações de melhorias necessárias para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos pudessem ser implementadas.

QUADRO 7
Ordenação da Pontuação dos Critérios na Avaliação Global da Situação Atual da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos sem as Taxas de Substituição (extraído de MATZENAUER, 2003, p. 310)

Critérios nos Níveis Críticos Inferiores ou Próximos	Pontuação
Critério 9 – Custos Estruturais e Não Estruturais	- 56
Critério 1 – Qualidade da Água	- 33,81
Critério 2 – Ocupação e Manejo do Solo	- 2,96
Critério 10 – Competitividade	- 2,84
Critério 8 – Custo da Água	0
Critério 12 – Fiscalização de Atividades de Risco	0

Critérios nos Níveis Competitivos	Pontuação
Critério 3 – Ecossistemas Importantes	10,46
Critério 6 – Lazer	16,50
Critério 11 – Efetividade de Políticas Públicas	24
Critério 7 – Cidadania	28,63
Critério 5 – Saúde	45,92

Critérios nos Níveis Críticos Superiores ou Próximos	Pontuação
Critério 4 – Disponibilidade de Água	66,32

71

QUADRO 8
Comparação entre a Ordenação Estabelecida pelas Pontuações Local e Global para Priorização de Ações de Aperfeiçoamento (extraído de MATZENAUER, 2003, p. 347).

Critérios	Ordem Estabelecida pela Necessidade de Elevar a Pontuação Local			Ordem Estabelecida pela Pontuação Global – Taxas de Substituição	
	Ordem	Pontuação Situação Atual	Pontuação das Ações	Taxa de Substituição	Ordem
Critério 9 – Custos Estruturais e Não Estruturais	1°	- 56	100	0,05	10°
Critério 1 – Qualidade da Água	2°	- 33,81	100	0,11	5°
Critério 2 – Ocupação e Manejo do Solo	3°	- 2,96	100	0,13	2°
Critério 10 – Competitividade	4°	- 2,84	100	0,06	8°
Critério 8 – Custo da Água	5°	0	100	0,055	9°
Critério 12 – Fiscalização de Atividades de Risco	6°	0	100	0,01	12°
Critério 3 – Ecossistemas Importantes	7°	10,46	100	0,12	3°
Critério 6 – Lazer	8°	16,50	100	0,02	11°
Critério 11 – Efetividade de Políticas Públicas	9°	24	100	0,09	7°
Critério 7 – Cidadania	10°	28,63	100	0,14	1°
Critério 5 – Saúde	11°	45,92	100	0,10	6°
Critério 4 – Disponibilidade de Água	12°	66,32	100	0,115	4°

A inconveniência do processo mostrado na análise anterior diz respeito ao fato de ser atribuído o mesmo nível de preferência a todas as ações que foram geradas.

Ao analisar-se o Quadro 8, pode-se observar que, quando se consideram as taxas de substituição dos Critérios, as ações que precisam ser priorizadas não seguem a mesma ordem estabelecida na primeira análise de oportunidade de melhorias (ver Quadro 7).

Pelos dados do Quadro 8, vê-se que a priorização das ações, estabelecida pela ordem das taxas de substituição dos critérios, poderia melhorar ainda mais o desempenho global de uma ação ou estratégia a ser implementada no planejamento dos recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio dos Sinos. Tem-se a comprovação desse fato no seguinte exemplo em destaque:

Se o conjunto das ações que elevariam o desempenho do Critério 7 de 28,63 pontos para 100 pontos fossem implementadas, elas seriam capazes de gerar um resultado global mais elevado do que o conjunto de ações que melhorariam, por exemplo, o desempenho do Critério 10, considerado de forma isolada. Assim, segue que:

Contribuição atual do Critério 7: $28,63 \times 0,14 = 4,01$ pontos

Contribuição após implantar o conjunto de ações: $100 \times 0,14 = 14$ pontos

Diferença após implementação das ações: $14 - 4,01 = 9,99$ pontos

Da mesma forma, faz-se para o Critério 10:

Contribuição atual do Critério 10: $- 2,84 \times 0,06 = 0,17$ pontos

Contribuição global após implantar conjunto de ações: $100 \times 0,06 = 6$ pontos

Diferença após implementação das ações: $6 - 0,17 = 5,83$ pontos

Assim, adotando-se o parâmetro de maior taxa de substituição dos critérios, na implementação das ações, pode-se obter um ganho maior de eficiência em relação à ordem estabelecida pela pontuação local.

Assim, essa análise sugere que, em situação de falta de recursos, deveriam ser priorizadas, sucessivamente, as ações que impactam positivamente nos seguintes critérios: Critério 7 - Cidadania, Critério 2 – Ocupação e Manejo do Solo, Critério 3 – Ecossistemas Importantes, Critério 4 – Disponibilidade de Água, Critério 1 – Qualidade de Água e Critério 5 - Saúde.

Embora esse raciocínio esteja bastante simplificado, pois algumas ações de melhorias impactam em diversos critérios, ele serve para mostrar que a consideração das taxas de substituição dos critérios deve predominar sobre a consideração isolada da capacidade de elevar-se a pontuação dentro de um critério isolado. Assim, pode-se concluir que, adotando-se o critério de maior taxa de substituição dos critérios, na implementação das ações de melhorias para a bacia hidrográfica do rio dos Sinos, pode-se obter um ganho maior de eficiência em relação à ordem estabelecida pela pontuação local. A partir desse fato, a avaliação global do modelo proposto permite sugerir que, em situação de falta de recursos, sejam eles técnicos, financeiros ou humanos, deveriam ser priorizadas, sucessivamente, as ações que impactam positivamente nos seguintes critérios: Critério 7 - Cidadania, Critério 2 – Ocupação e Manejo do Solo, Critério 3 – Ecossistemas Importantes, Critério 4 – Disponibilidade de Água, Critério 1 – Qualidade de Água e Critério 5 - Saúde.

CONCLUSÕES

Este estudo apresentou a aplicação prática do modelo proposto, em uma situação real de apoio à decisão, buscando demonstrar a sua aplicabilidade e as vantagens advindas da utilização das Metodologias Multicritério em Apoio à Decisão para o processo de planejamento de recursos hídricos de bacias hidrográficas. A abordagem permitiu o tratamento adequado de um problema complexo, que envolveu múltiplos atores e múltiplos objetivos.

Destaca-se que a aplicação prática do Modelo Multicritério em Apoio à Decisão conseguiu satisfazer os decisores do problema discutido no estudo: o grupo de decisores da CPA do COMITESINOS, ao final do processo de construção do modelo, mostrou-se bastante satisfeito com os resultados obtidos, pois esta metodologia de trabalho conseguiu solucionar o seu problema, além de ter apresentado, de forma estruturada, todos os critérios e estratégias capazes de auxiliá-los na definição das ações que se faziam necessárias no Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos. Dessa forma, o grupo de decisores achou que o método proposto pode servir como uma ferramenta para apoiar suas decisões referentes ao Plano da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos.

Além disso, os decisores mostraram-se bastante satisfeitos com a metodologia porque, além de lhes proporcionar um maior conhecimento e compreensão a respeito do seu problema, permitindo uma escolha

mais justa, transparente e racional, facilitou o desenvolvimento do trabalho por ser aberta e flexível. A abordagem realmente provou ser capaz de gerar e, principalmente, de organizar conhecimentos.

A Metodologia Multicritério, no caso relatado, além de traçar um diagnóstico da situação da Bacia

Hidrográfica do Rio dos Sinos, foi também capaz de estabelecer indicadores de forma a permitir a avaliação contínua do Plano da Bacia, sendo considerada uma ferramenta adequada, pelos decisores do problema, para planejar os recursos hídricos da bacia.

Referências

- BANA e COSTA, C. A.; VANSNICK, J. C. Uma Nova Abordagem ao Problema de Construção de uma Função de Valor Cardinal: MACBETH. **Investigação Operacional**, v. 15, p.15-35, 1995.
- BRASIL. Lei nº 10.350/94, de 30 de dezembro de 1994. **Política Estadual de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS, 1994.
- COMITESINOS. **Documentos do COMITESINOS e Relatórios Feitos a Partir da Participação em Reuniões no COMITESINOS**. Comitê de Gerenciamento da Bacia Hidrográfica do Rio dos Sinos, 2002.
- ENSSLIN, L.; MONTIBELLER, G. N.; NORONHA, S. M. **Apoio à Decisão – Metodologia para Estruturação de Problemas e Avaliação Multicritério de Alternativas**. Florianópolis: Insular: 2001.
- KEENEY, R. L. **Value Focused Thinking: a path to Creative Decision Making**. London: Harvard University Press, 1992.
- MATZENAUER, H. B. **Uma Metodologia Multicritério Construtivista de Avaliação de Alternativas para o Planejamento de Recursos Hídricos de Bacias Hidrográficas**. Tese de Doutorado. Porto Alegre: IPH/UFRGS, 2003.
- ROY, B. **Multicriteria Methodology for Decision Aiding**. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1996.

Helena Barreto Matzenauer Fundação Universidade do Rio Grande (FURG).
E-mail: hmatz@terra.com.br.

Wilian Correa Marques Fundação Universidade do Rio Grande (FURG).
E-mail: ilian_marques@yahoo.com.br.

Eduardo Kirinus Fundação Universidade do Rio Grande (FURG). E-mail:
ekirinus@gmail.com.

O papel das primeiras usinas hidrelétricas na urbanização do Estado de São Paulo

Submissão: 18/10/13
Revisão: 10/02/14
Aprovação: 22/12/14

Débora Marques de Almeida Nogueira Mortati
André Munhoz de Argollo Ferrão

RESUMO: O objetivo desse trabalho é analisar a relevância que as primeiras usinas hidrelétricas tiveram na formação da paisagem do território paulista. Elegeu-se a chegada da energia elétrica e suas usinas hidrelétricas como elemento formador da paisagem industrial do território paulista.

Analisa-se então, os processos que a energia hidrelétrica desencadeia no território paulista e suas conseqüências.

O período do trabalho é de 1890 a 1930, quando o estado de São Paulo começa seu processo de industrialização, a economia cafeeira está no auge e é fundada a companhia de energia elétrica que fará a primeira usina hidrelétrica do estado de São Paulo; este panorama vai evoluindo até 1930; quando a economia cafeeira entra em crise, a indústria já está estabelecida e a construção de hidrelétricas assume outro caráter: o das grandes hidrelétricas, encerrando o ciclo das pequenas centrais hidrelétricas.

A configuração das cidades muda conforme a disponibilidade de “melhorias”, sendo que muitas delas eram movidas a eletricidade. As nascentes indústrias também vão ocupando o espaço entre a ferrovia e a energia, criando novos bairros e centralidades.

PALAVRAS-CHAVE: Usina hidrelétrica. Estado de São Paulo. Patrimônio industrial

ABSTRACT: The objective of this paper is to analyze the relevance of the first hydroelectric power plants in forming the São Paulo landscape. The arrival of electricity and the hydroelectric plants was chosen as the formative element of the industrial landscape in that state.

The processes triggered by hydroelectric power in the São Paulo territory and their consequences are therefore analyzed.

The period studied is from 1890 to 1930, when São Paulo state began its industrialization process, the coffee economy was booming and the first hydroelectric power company was founded in the state. This situation developed until 1930, when a crisis began in the coffee economy. Industry was already established and the construction of hydroelectric plants took another course: large hydroelectric dams, ending the cycle of small hydroelectric plants.

The cities changed as “improvements” became available, many of them powered by electricity. The incipient industries also began to occupy the space between the railroad and energy, leading to new neighborhoods and centralities.

KEY WORDS: hydroelectric plant; São Paulo State; industrial heritage

INTRODUÇÃO

Este trabalho é parte dos estudos da tese resultante do curso de doutorado sanduiche em Engenharia Civil, área de concentração de Recursos Hídricos, Energéticos e Ambientais; Saneamento e Ambiente na Universidade Estadual de Campinas, Brasil e na Universidade do Porto, Portugal, na Faculdade de Engenharia, Departamento de Engenharia Civil, Secção de Planeamento do Território e Ambiente.

O objetivo desse trabalho é ler um determinado componente do espaço, de uma determinada época, analisando seu papel na formação do território.

Como Santos (1999), acredita-se na inseparabilidade dos objetos e das ações. Ou seja, objetos e equipamentos se recriam ou adquirem novos usos

e sentidos, por força intencional dos processos humanos desencadeados ao longo do tempo formando novos espaços. Desse modo, técnica e espaço são vetores correlacionados e que se entrecruzam do mesmo processo – o território.

Este processo adquire especificidades, caracterizando o território e individualizando a paisagem diante das condições do meio - a força do lugar (SANTOS, 1999), o *genius loci* - e da técnica disponível.

A relação entre o homem e o meio é dada pela técnica. “As técnicas são um conjunto de meios instrumentais e sociais, com os quais o homem realiza sua vida, produz e, ao mesmo tempo, cria espaço” (SANTOS 1999. p. 25)

Schaff (*apud* SANTOS, 1999. p. 25) se refere as conseqüências sociais da revolução técnico-científica

em quatro frentes: econômicas, culturais, políticas e sociais, mas também não coloca as mudanças no lugar, no espaço. Como quase sempre, as mudanças – e nisso se incluem os melhoramentos urbanos – são analisadas fora de seu local, sem o contexto específico, é como se o espaço fosse externo à discussão. O que se busca aqui é contextualizar as mudanças no espaço: a técnica e a mudança que surgem imbricadas num determinado tempo e local.

Considerando o processo de surgimento da energia elétrica como um invento que mudaria o mundo conhecido até então, nota-se as conseqüências da geração e distribuição de energia na leitura do território, nos modos de vida e na nascente indústria, modificando o ritmo do mundo.

A intenção é focar no surgimento da energia elétrica e sua indústria como fenômeno mundial em meados do séc. XIX.

A hipótese é que através da coevolução das invenções e da necessidade de fontes de energia mais confiáveis e baratas que caracterizamos os avanços tecnológicos do séc. XX e seus desdobramentos no modo de vida moderno, além do contexto da nascente cidade industrial. Pensa-se que isto pode ser analisado pelo viés da disponibilidade de energia elétrica, que no caso brasileiro, deu-se através da hidreletricidade.

Ao analisar o surgimento das usinas hidrelétricas pelo Estado de São Paulo está-se lendo a formação do território paulista industrial por um vetor muito particular, mas revelador da transformação da economia rural, cafeeira e monarquista em uma economia industrial, urbana e republicana.

Então, o surgimento das UHE¹ é reflexo de uma necessidade em determinado local, individualizando o processo. Ou seja, o processo de desenvolvimento do território paulista “pediu” a criação de UHE, as quais proporcionaram o desenvolvimento e transformaram a paisagem aos moldes do espírito do tempo e do lugar paulista – São Paulo desejou e se esforçou pela cidade elétrica.

O período inicial e frenético de estabelecimento da eletricidade no Brasil vai de 1890 a 1930 – a República Velha –, onde em 1890 já se encontra estabelecido todo o contexto que propiciará a implantação das usinas hidrelétricas pelo território do Estado de São Paulo e é fundada a primeira Companhia de Energia Elétrica do estado. Este panorama vai se desenvolvendo e tomando forma até 1930 quando

a economia cafeeira entra em crise e o Governo de Getúlio Vargas muda as diretrizes da geração de energia, priorizando as grandes usinas hidrelétricas nacionais de alcance estadual, encerrando o ciclo das pequenas usinas de alcance regional e implantação pontual; é também o momento de ruptura do Estado brasileiro com as oligarquias agroexportadoras. Assim, tem-se o recorte no tempo estabelecido para essa pesquisa.

Já no final do século XIX praticamente todas as cidades paulistas tomaram alguma medida quanto à iluminação pública; houve um surto de criação de hidrelétricas e termoelétricas na região. Num período de dez anos algumas cidades se eletrificaram e, em trinta anos todas as cidades da região centro-oeste já recebiam energia elétrica.

METODOLOGIA

Argollo Ferrão (2007) propõe a análise do território a partir dos processos que ocorrem em cada meio, através de sistemas que compõem e interrelacionam-se no “sistema cidade-campo” através de níveis de abordagem e vetores de coevolução.

Essa coevolução forma o que Ferrão (2007) chama de sistema espacial, onde “o conhecimento real de um espaço não se dá pelas ‘relações’, mas pelos ‘processos’ que nele se realizam”, o que remete a idéia de tempo.

A metodologia utilizada também acha correspondência em Milton Santos (1999) quando este conceitua espaço, paisagem e o território:

A configuração territorial é dada pelo conjunto formado pelos sistemas naturais existentes em um dado país ou numa dada área e pelos acréscimos que os homens superimpuseram a esses sistemas naturais (SANTOS, 1999, p. 51).

O espaço é formado por um conjunto indissociável, solidário e também contraditório, de sistemas de objetos e sistemas de ações, não considerados isoladamente, mas como o quadro único no qual a história se dá. No começo era a natureza selvagem, formada por objetos naturais, que ao longo da história vão sendo substituídos por objetos fabricados, objetos técnicos, mecanizados e depois, cibernéticos, fazendo com que a natureza artificial tenda a funcionar como uma máquina. Através da presença desses objetos técnicos: hidrelétricas, fábricas, fazendas modernas, portos, estradas de rodagem, estradas de ferro, cidades, o espaço é marcado por esses acréscimos, que lhe dão conteúdo extremamente técnico (SANTOS, 1999, p. 51).

¹ Usina hidrelétrica; doravante UHE

Se entendermos o processo cultural da evolução do espaço urbano como um vetor e a tecnologia aplicada como outro vetor significativo, podemos concluir que, por meio da coevolução desses vetores se caracteriza o contexto urbano da cidade industrial na leitura do território.

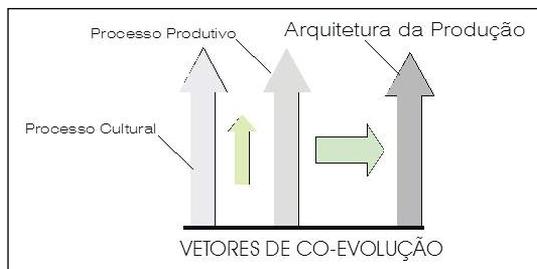


Figura 1. Esquema da evolução.
Fonte: Argollo Ferrão (2007).

Ou seja, tempo, espaço e território são realidades históricas, que são mutuamente conversíveis, inter-relacionando os sistemas na tentativa de uma visão mais holística do problema.

Assim, o desenvolvimento da cidade industrial foi visto como processo, resultante da co-evolução do espaço urbano e das inovações tecnológicas aplicadas sobre este.

Isso se aplica à compreensão do objeto (a energia elétrica e as hidrelétricas) pelo seu processo que aqui é tratado como metodologia.

A economia cafeeira e as cidades paulistas – o território propício ao surgimento das usinas hidrelétricas

O processo de ocupação e povoamento do *hinterland* de São Paulo começou a se configurar no século XVIII no caminho das minas de Goiás. Ao longo deste caminho, formaram-se diversas aglomerações humanas que, como notou Monbeig (*apud* SANTOS, 2002, p. 25), resultou numa relativa disposição em linha reta das cidades que ali emergiram.

O impulso definitivo para consolidação desses núcleos foi à ampliação da fronteira agrícola a partir de 1860, num momento em que, como observa Devescovi (1987), a economia centrada na produção e exportação do café era um dos principais determi-

nantes do surgimento e urbanização de núcleos no interior paulista. É o café que vai proporcionar o uso da mão de obra livre.

Café, modernidade, industrialização foram o mote para a transformação da paisagem culminando na construção da paisagem atual, muito alicerçada nas referências de um território urbanizado e na economia monetária, diluindo, ou pelo menos deixando mais permeável, os limites entre um espaço rural (campo) e um espaço urbano (cidade).

O processo civilizador urbano surgiu no Brasil no século passado em diferentes etapas, variáveis no tempo e no espaço, trazendo também consigo uma conotação elogiosa. Aqui, opôs-se à civilização rural, com raízes em nossa tradição colonial, na exploração extensiva e perdulária das terras da lavoura, baseada na autoridade patriarcal e na mão-de-obra escrava, bem como numa sociedade urbana que começou a despontar naquele século (HOMEM, 1996, p. 16).

A cidade progressista é a expressão do novo modo de urbano, moderno, assalariado e tecnológico.

Os desdobramentos da economia cafeeira promoveram transformações sociais e econômicas com significativos reflexos sobre a paisagem. Todavia, apesar da economia do café trazer consigo os paradigmas da “modernidade”, ainda se fundamentava nas raízes rurais.

A produção cafeeira e sua relação com a urbanização das cidades ligam-se diretamente com a riqueza gerada por ela que aos poucos foram sendo invertidas para outros setores e, nesse processo, as cidades foram sendo beneficiadas com os mais diversos empreendimentos. (SANTOS, 2002, p. 57)

Com todo capital acumulado na região, fazendeiros e comerciantes vão se tornando também pequenos industriais. A região viu-se na cômoda posição de acumular riquezas sem ter necessariamente de dispersá-las nos grandes centros; os lucros eram reinvestidos no nascente centro econômico do estado, sendo também uma forma de manutenção do poder oligárquico das grandes famílias de cafeicultores.

Em tempos normais o excedente é gasto na cidade ou contribui para desenvolver um tipo novo de sociedade’. (ROCHE, 1998, p. 50), foi o que aconteceu com a economia cafeeira no estado de São Paulo.

A esse processo de desenraizamento da economia, quer seja por pessoas inovadoras ou por uma elite que perdeu *status* social, os fazendeiros de São Paulo “sur-

gem como uma extraordinária anomalia” (DEAN, 1971, p. 41) na história da América Latina como um todo. Não somente se mantiveram no poder, como promoveram a passagem da economia rural “para um complexo sistema industrial nos meados do séc. XX” (DEAN 1971, p. 41).

A classe dominante ainda estava atrelada à riqueza do café e era quem propiciava as melhorias da cidade e ditava os modelos de comportamentos a serem seguidos como forma de diversificação do capital e expressão de seu poderio político.

O poder da aristocracia paulista era tanto que a população simplesmente aceitava os rumos impostos e todo melhoramento ou inovação deveria partir desta.

O complexo cafeeiro criou e urbanizou cidades; estruturou a rede urbana paulista, definindo sua hierarquia; possibilitou a formação de um excedente econômico que foi investido na implantação da malha ferroviária paulista e na construção do espaço urbano; impulsionou o trabalho livre e remunerado, criando mercado; e contraditoriamente, criou mecanismos para a superação deste padrão de acumulação, lançando as bases para o modo de produção urbano industrial.

A vida urbana se aprimorava e se modernizava. Toda a modernidade chegava pela ferrovia: as máquinas beneficiadoras de café, o luxo das casas, os materiais de construção europeus, os tecidos finos etc.

Dentro desse contexto, o conceito de modernidade ligava-se à idéia de melhoria das condições de vida associada às inovações propiciadas pela Revolução Industrial, aos preceitos higienistas e aos modelos

urbanos transportados da Inglaterra, França e Alemanha para os núcleos urbanos do interior paulista.

A cidade colonial vai dando lugar à cidade capitalista. “Nesse processo, a civilização urbana procurou eclipsar a civilização agrária” (HOMEM, 1996, p. 55).

Os fazendeiros faziam questão de investir em alguns segmentos urbanos, dentre os quais a produção de equipamentos coletivos. Até o início do século XX, a população era praticamente toda servida por equipamentos públicos urbanos, pertencentes a burguesia local.

“O avanço da urbanização, com o conseqüente aumento da demanda por serviços públicos, e o incremento das atividades industriais, observadas no sudeste do país, abriram boas perspectivas para investimento no incipiente campo da energia elétrica” (CENTRO DE MEMÓRIA DA ELETRICIDADE NO BRASIL, 1988, p. 28).

As cidades que surgiram nessa época eram a representação da modernidade, principalmente a europeia, e estavam invariavelmente baseadas em três idéias que referenciam o urbanismo oitocentista: fomentar a limpeza e higienização, facilitar a fluidez da circulação quer do tráfego ou das águas e regulamentar as edificações.

Outra conseqüência foi que o eixo econômico, por causa do café e da industrialização se deslocou da capital federal para São Paulo. A elite cafeeira do oeste passou a ter residência na capital e diversificar seus negócios, investindo nas fábricas e, conseqüentemente em produção de energia.



FIGURA 2. A) Estação da Estrada de ferro de Campinas em 1878. Notar os postes da cidade já eletrificada e os bondes puxados por cavalos. B) Avenida Francisco Glicério e bonde da Campineira vindo pela Rua da Conceição, provavelmente em 1929, Campinas.

FONTE: Grigoletto (2009).

A ferrovia foi, sem dúvida, o grande agente indutor de transformações nas cidades paulistas. Outro efeito da ferrovia, pouco discutido, foi o parcelamento das grandes propriedades.

AS USINAS HIDRELÉTRICAS NO INTERIOR PAULISTA

Apesar da eletrificação ter priorizado os centros das cidades, quase nunca aparecendo nos bairros, há um reflexo indireto no surgimento de novos bairros, em

sua maioria, operários e que, por ironia, via de regra, não dispunham de luz elétrica. A linha de transmissão quase sempre passava sobre suas cabeças, sem que pudessem desfrutar das comodidades da energia elétrica.

Claramente é um indicador que a energia elétrica além de cara, não era amplamente disponível. O antigo e o moderno ainda conviveriam por longos anos nas cidades.

Os bairros elegantes eram muito diferentes das zonas operárias que, em sua maioria, não tinham ruas calçadas nem iluminação.



FIGURA 3. Caminhão da Light em São Paulo em 1930. Usina de Parnaíba. Propaganda na revista A Cigarra. Fonte: Revista Memória. Out 91/Mar 92. N° 13.



FIGURA 4. A) UHE Socorro, Socorro. B) UHE Rio Novo, Avaré. C) UHE Itatinga, Bertioga.
FONTE: Amaral (2000).

A existência de uma usina hidrelétrica exercia papel de destaque na ordenação de qualquer município, quer como expressão de modernidade e poderio, quer como fator relevante na criação de novas indústrias. A implantação das hidrelétricas deveria obedecer a outras condicionantes que não só os caminhos (estradas ou ferrovias), mas também a proximidade da fonte geradora de energia, já que as perdas eram grandes e o custo da rede era muito alto no início do processo.

A condição ideal para a implantação de uma nova indústria era estabelecida pelo seu posicionamento no quadrante delimitado pela ferrovia (de acordo com o sítio da estação ferroviária) e da rede elétrica (de acordo com o sítio da usina). Assim, a indústria conseguiria, mais facilmente, receber matéria-prima e escoar sua produção, abastecida pela energia hidrelétrica – uma fonte constante (mas não muito confiável), independente de horários e operários que garantissem o abastecimento.

Isso gerou novas formas de gerência da produção e até novos horários do trem, uma vez que a produção se implementou e o horário de trabalho foi expandido.

Como consequência direta no desenvolvimento das cidades, nota-se, na maioria das cidades do interior de São Paulo que receberam a energia no período em questão, o surgimento de bairros no quadrante da estação/usina no começo do séc. XX.

Como as cidades do interior paulista se desenvolveram de forma muitíssimo semelhante em vários aspectos - o que pode ser facilmente verificado através da vasta literatura e estudos sobre o interior paulista e a economia cafeeira, escolheu-se então fazer uma amostragem das cidades que receberam uma usina hidrelétrica e comparar seu nível de desenvolvimento.

Na maioria das cidades surgem os famosos “melhoramentos urbanos” e novos prédios e equipamentos, que tem um rebatimento direto na transformação da paisagem dessas cidades.

A EXPANSÃO DA ENERGIA NO TERRITÓRIO PAULISTA

Ao contrário da Europa, onde havia grandes reservas de carvão, o processo de geração de energia se deu no Brasil na forma de energia hidrelétrica,

preferencialmente, devido a nossa escassez de carvão mineral, à abundância de rios e ao alto custo da geração a óleo. O custo da importação de carvão também era proibitivo. Assim, a geração de energia por hidrelétrica no Brasil não era uma alternativa ou complemento aos motores a vapor; foi o possível.

Apesar do enorme custo inicial de uma hidrelétrica, não se conseguiria tanta geração com uma usina térmica e, ao longo dos anos, a hidrelétrica era infinitamente mais econômica. Os altos custos da potência a ser gerada explicam também porque sempre turbinas estão associadas a grandes capitais.

No final do século XIX, entre 1883 e 1899, são criadas vinte e três usinas (entre térmicas e hidrelétricas). Dentre essas, doze estão no estado de São Paulo e dez na região centro-oeste do estado – isso antes de 1900; enquanto as capitais, São Paulo e Rio de Janeiro, continuavam a ser iluminadas por lâmpões de gás.

Nota-se, através dos mapas, divididos por décadas, a apropriação do território pelas usinas e companhias de energia.

Na primeira década, a ocupação se dá no centro-oeste do estado, de forma tímida, com a implantação de somente dez usinas.

Estas foram as pioneiras e eram quase experimentais. Seus registros demonstram as dificuldades de implantação com problemas alfandegários, falta de mão de obra qualificada para a montagem, falta de uma arquitetura apropriada, a dificuldade de se estabelecer as linhas de transmissão, falta de equipamentos e a dificuldade de importação, além dos relatos de problemas de funcionamento como os incêndios, alagamento das instalações e acidentes de trabalho.

Outra constante nessa época é a falta de mercado consumidor, o esforço das companhias para divulgar a tecnologia e as invariáveis falências das companhias, apesar dos esforços municipais, com as várias revisões de contrato, para mantê-las em funcionamento.

A escolha das cidades que criariam suas usinas hidrelétricas era particular e não fazia parte de uma estratégia governamental ou de ocupação do território, mas ao se sobrepor a localização das primeiras hidrelétricas e as primeiras ferrovias do estado, tem-se uma seqüência de implantação da ferrovia e usina hidrelétrica.

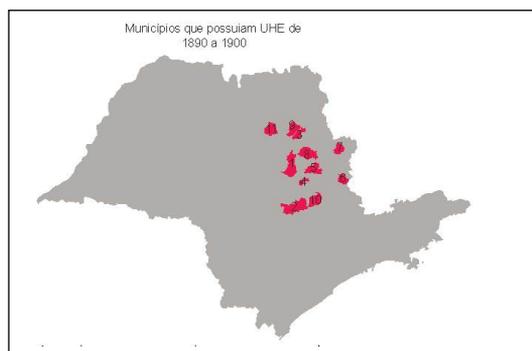
Tal fato deixa claro que o transporte era fator preponderante de desenvolvimento do território e



FIGURA 5. A) UHE San Juan, Cerquilha. B) UHE Salto Grande, Campinas. C) UHE Esmeril, Patrocínio Paulista.
Fonte: Amaral (2000).

1	1893	São Carlos	Monjolinho I	Empreza Luz Eléctrica de São Carlos do Pinhal
2	1893	Piracicaba	Luís de Queirós	Empresa Eléctrica Luís de Queirós
3	1895	Cravinhos	Buenópolis	Empresa Força e Luz de Ribeirão Preto
4	1895	Rio Claro	Corumbataí	Companhia Mechanica Industrial Rio Clarence
5	1897	Pirassununga	Emas Velha	?
6	1897	Espírito Santo do Pinhal	Salto Grande ou Velha do Pinhal	Companhia Mogyana de Luz e Força
7	1897	São José do Rio Pardo	Santa Cruz	Companhia Força e Luz Santa Cruz
8	1897	Santa Rita do Passa Quatro	Três Quedas	Contrato com Ernesto Richter
9	1899	Ribeirão Preto	Buritis	Empresa Força e Luz de Ribeirão Preto
10	1899	Limeira	?	Companhia Paulista de Eletricidade
11	1900	Jaboticabal	Córrego Rico	Cia Força e Luz de Jaboticabal

FIGURA 6. Centrais hidrelétricas no estado – 1ª década.



o capital cafeeiro concentrava-se ao longo das linhas da estrada de ferro.

Dessa forma as usinas hidrelétricas são benfeitorias secundárias à ferrovia. Era preciso que as cidades já tivessem um determinado nível de progresso e melhorias para suportar a eletrificação.

Na segunda década em estudo nota-se certo adensamento na região metropolitana, difundindo-se a tecnologia nas cidades mais equipadas e abastadas da época. O número de empresas e usinas também aumenta em relação à década passada.

Ainda há muitos relatos de falências, acidentes e receio quanto ao uso da eletricidade.

Surge a primeira grande usina da época, projetada para abastecer várias cidades e a capital: a UHE Parnaíba, da Light.

Na terceira década do estudo nota-se a euforia da implantação de hidrelétricas. É um momento de expansão das companhias, quando as mais estruturadas implantam uma segunda usina, trocam o maquinário por mais potentes e formam pequenas redes de fornecimento, já não mais restritas a uma cidade.

A tecnologia de implantação de UHE já está consolidada, o preço dos equipamentos já não é uma exorbitância impagável. Vários técnicos e engenheiros são brasileiros. A demanda por eletricidade aumenta, tanto no fornecimento particular, quanto industrial.

Várias pequenas companhias são absorvidas pelas maiores e a Light, Amforp e Southern começam a monopolizar o mercado.

Na quarta década em análise nota-se o movimento de expansão em busca de novos mercados, adentrando no estado, em direção ao oeste.

Já não há tantas empresas, o cenário é restrito a seis companhias relevantes e várias pequenas empresas locais que estão em processo de incorporação, via de regra.

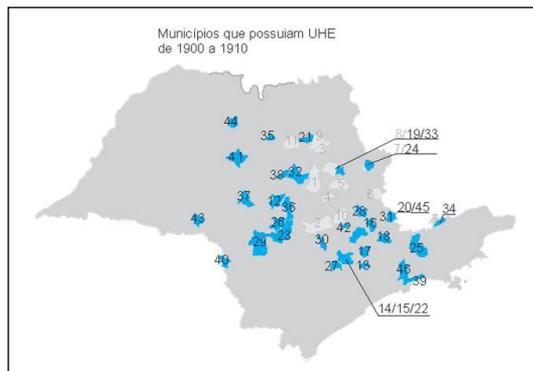
Ao final do processo, o cenário que se apresenta é do território praticamente todo eletrificado, a indústria em expansão e o predomínio do capital americano no setor, dominando o mercado.

As usinas hidrelétricas revelam o *status* da cidade em relação ao território, mas não são fator de expansão do mesmo. São muito mais um fator de indução urbana e expansão da porção industrial da cidade.

A expansão do território é revelada pela implantação das ferrovias, que seguem as lavouras de café. É na esteira da ferrovia que chegam outras benfeitorias; entre elas, a eletrificação, que vai influenciar na criação de novos territórios e bairros urbanos, além de novos usos da antiga cidade rural paulista.

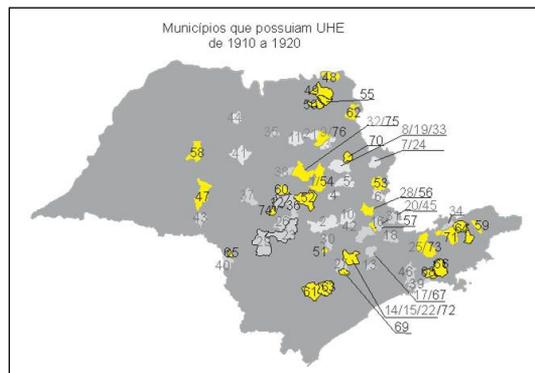
12	1901	Jaú	?	Empresa Força e Luz do Jaú
13	1901	Santana do Parnaíba	Parnaíba (atual Edgard de Sousa)	Light
14	1901	Itu/Lavras	Fortuna	Ytuana
15	1901	Itu/Lavras	Júpiter	Ytuana
16	1902	Amparo	Bocaina	Empresa Elétrica de Amparo
17	1905	Jundiaí	Monte Serrat	Empreza Força e Luz de Jundiahy.
18	1905	Bragança Paulista	Flores	Empresa Elétrica de Bragança Paulista
19	1906	Santa Rita do Passa Quatro	São Valentim	Município de Santa Rita do Passa Quatro
20	1906	Campinas	Salto Grande	Companhia Campineira, Tração, Força e Luz
21	1906	Sertãozinho	Monjolo	Empresa de Força e Luz Electrica de Sertãozinho
22	1907	Salto	Lavras	Ytuana
23	1907	Botucatu	?	Empresa Força e Luz de Botucatu
24	1907	São José do Rio Pardo	Santa Alice	Companhia Força e Luz Santa Cruz
25	1907	São José dos Campos	Turvo	Light ou Cobertores Paraiba
26	1908	São Manuel	São Manuel ou Lençóis	Empresa Força e Luz de São Manuel
27	1909	Sorocaba	Lichtenfels	Lichtenfels- contrato
28	1909	Mogi Mirim	Cachoeira de Cima	Empresa Água, Luz e Força de Mogi Mirim
29	1909	Avaré	Rio Novo	
30	1909	Tietê	Jurumirim	Companhia Luz e Força de Tatuí
31	1909	Socorro	Socorro	Companhia Paulista de Energia Elétrica de Socorro e São José do Rio Pardo
32	1909	Araraquara	Chibarro	Empresa de Eletricidade de Araraquara
33	1910	Santa Rita do Passa Quatro	São Valentim II	Companhia Força e Luz São Valentim
34	1910	Campos do Jordão	Marmelos II	
35	1910	Pirangi	Pirangi (?)	CPFL
36	1910	Dois Córregos	Dois Córregos	Companhia Elétrica do Oeste de São Paulo
37	1910	Região de Bauru	Central de Senções	CPFL
38	1910	Gavião Peixoto	Gavião Peixoto	Empresa Força e Luz de Jaú
39	1910	Bertioga	Itatinga	Cia Docas de Santos
40	1910	Fartura	Fartura (?)	Castor, Almeida e Cia
41	1910	Novo Horizonte	?	Empresa Estefano e Maluf
42	1910	Americana	Carioba	Fábrica Carioba/Cia Força e Luz Carioba
43	1910	Campos Novos Paulista	Simis	Empresa Elétrica de Bragança Paulista
44	1910 ant	São José do Rio Preto		Empresa Elétrica de São José do Rio Preto
45	1910 ant	Campinas	Jaguari	Companhia Campineira, Tração, Força e Luz

FIGURA 7. Centrais hidrelétricas no estado – 2ª década.



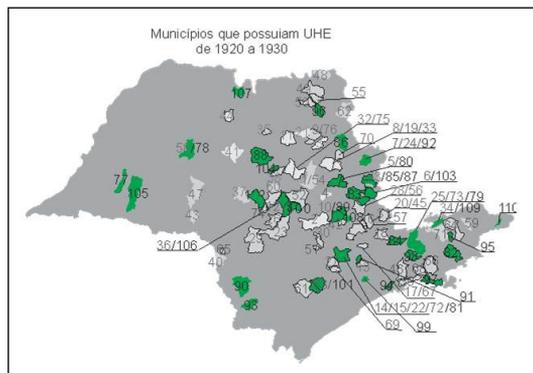
46	1910 ant.	Mogi das Cruzes	?	Companhia Força e Luz Norte de São Paulo
47	1910 dec.	Marília (Célis)	São José	Empresa Elétrica São José
48	1910 dec.	Igarapava	Igarapava	Empresa de Força e Luz de Ribeirão Preto
49	1910 dec.	Ituverava	Ituverava	Empresa de Força e Luz de Ribeirão Preto
50	1910 dec.	São Joaquim da Barra	São Joaquim	Empresa de Eletricidade de Ribeirão Preto
51	1911	Cerquilha	San Juan	Companhia San Juan de Força e Luz
52	1911	Brotas	Brotas	Companhia Força e Luz de Brotas
53	1911	São João da Boa Vista	São Joaquim	Companhia Sanjoenese de Electricidade
54	1911	São Carlos	Capão Preto	Companhia Paulista de Energia
55	1911	Guará	Guará	Empresa Força e Luz de Ribeirão Preto
56	1911	Mogi Mirim	Mogi Mirim	Empresa Água, Luz e Força de Mogi Mirim
57	1911	Pedreira/Campinas	Macaco Branco	Cia. Campineira de Tração, Luz e Força
58	1912	Penápolis	Salto do Avanhandava	S.A. Empresa de Eletricidade de Rio Preto
59	1912	Cachoeira Paulista	Bocaína ou Cachoeira Paulista	Empreza Hydroelectrica da Serra da Bocaína
60	1912	Bocaína	Bocaína	Companhia Elétrica do Oeste de São Paulo
61	1912	São Miguel Arcanjo	Turvinho	
62	1912	Patrocínio Paulista	Esmeril	
63	1912	Pilar do Sul	Batista	Cianê
64	1912	Guaratinguetá	Sodré	Cia Força e Luz de Guaratinguetá
65	1913	Sarutaiá	Boa Vista	Talvez Castor, Almeida e Cia ou Silva Prado
66	1913	Paraibuna	Itapeva	Empresa Força e Luz Paraibunense
67	1913	Jundiaí	Quilombo	Empresa Luz e Força de Jundiaí
68	1913	Salesópolis	Salesópolis	Companhia Força e Luz Norte de São Paulo
69	1914	Votorantim	Itaparanga	São Paulo Electric Co. (Light)
70	1914	Santa Rosa do Viterbo	Itaipava	Fazenda Santa Amália
71	1915	Pindamonhangaba	Isabel	Empresa de Eletricidade São Paulo Rio
72	1915	Itu	São Pedro	Empresa Luz e Força Elétrica de Tietê S.A
73	1917	São José dos Campos	Jaguari	Empresa Luz e Força de São José dos Campos
74	1911	Macatuba	Lençóis	Empresa Força e Luz de Agudos e Pederneiras
75	1917	Araraquara	Marilu (Tamoio)	Companhia Agrícola União S.A- Usina Tamoio
76	1919	Ribeirão Preto	Epitácio Pessoa	Empresa de Força e Luz de Ribeirão Preto

Figura 8. Centrais hidrelétricas no estado – 3º década.



77	1920 dec	Presidente Prudente	Indiana	Companhia Elétrica Caiuá
78	1921	Penápolis	Salto do Avanhandava	Companhia Força e Luz de Avanhandava
79	1921	São José dos Campos	1 usinas	Empreza Luz e Força São José dos Campos
80	1922	Pirassununga	Emas Velha	SACERC
81	1923	Itu	Porto Góes	Ituana
82	1923	São Luís do Paraitinga	Chapéu	Grupo de fazendeiros/ Pref. de São Luís do Paraitinga
83	1923	Mogi Guaçu	Mogi Guaçu	Empresa Melhoramentos Mogi-Guaçu
84	1924	Piracaia	Arpuí	Bragantina
85	1904	São João da Boa Vista	Santa Inês	Companhia Sanjoenese de Electricidade
86	1924	Cajuru	Cajuru	Empresa de Armando Salles de Oliveira
87	1924	São João da Boa Vista	São José	Companhia Sanjoenese de Electricidade
88	1924	Itápolis	Reynaldo Gonçalves	
89	1924	Limeira	Ribeirão do Pinhal/Tatu	SACERC
90	1924	Itaberá	Itaberá	Leôncio Pimentel
91	1925	Pirapora do Bom Jesus	Rasgão	Light
92	1925	São José do Rio Pardo	Rio do Peixe	TVZ Companhia Paulista de Energia Elétrica de Socorro e São José do Rio Pardo
93	1925	Nova Campina	São José	
94	1926	Cubatão	Henry Borden	Light
95	1926	Roseira	Vaticano	Companhia Agrícola e Industrial Cícero Prado
96	1926	Nuporanga	Dourados	Empresa Força e Luz de Ribeirão Preto
97	1927 ant.	São Sebastião		Empreza de Electricidade de São Sebastião
98	1927 ant.	Jacareí		Cia Força e Luz de Jacarehy e Guararema.
99	1928 ant.	Itapeperica	2 usinas	Empreza Itapepericana de Luz e Força
100	1928	Torrinha	Três Saltos	
101	1928	Pilar do Sul	Pilar	Cianê
102	1928	Pederneiras	Lageado	Empresa Força e Luz de Pederneiras Ltda.
103	1928	Espírito Santo do Pinhal	Pinhal	
104	1929	Nova Europa	Santa Fé	Usina Santa Fé
105	1929	Martinópolis	Laranja Doce	
106	1929	Dois Córregos	Rio Figueira	Cia Independência de Eletricidade
107	1929	Icém	Marimbondo	Companhia de Eletricidade de Icém
108	1930	Cosmópolis	Ester	Usina Ester
109	1930	Campos do Jordão	Fojo	
110	1930 ant.	Arapeí	Capitão-Mór I	Talvez cia da serra da Bocaina

Figura 9. Centrais hidrelétricas no estado – 4ª década.



A trajetória da ferrovia no Estado de São Paulo é quase idêntica a da energia, com a diferença que acontece 20 anos antes, mobiliza maiores capitais e investimentos, além de empresas mais poderosas que as de energia.

A energia segue os caminhos da ferrovia, ou em outras palavras, “vai atrás dos trilhos”. Isso não foi uma coincidência. Muitas vezes os personagens são os mesmos.

A ferrovia no interior paulista também partiu da mobilização de cafeicultores que precisavam escoar a produção de café e dessa forma trouxeram engenheiros, companhias e tecnologia importada da Europa e Estados Unidos para implantá-las.

Os caminhos desenhados pelas ferrovias seguem da capital para o oeste, assim como as usinas hidrelétricas, levando a modernidade e escoando o capital, transformando as vilas coloniais em cidades progressistas.

As companhias de estrada de ferro, como as de energia, firmaram parcerias entre capital estrangeiro e nacional, fundiram-se em companhias maiores e acabaram sendo estatizadas em meados do séc. XX, quando o Estado assumiu monstruosas dívidas com o capital estrangeiro.

Não raro os engenheiros ingleses, americanos e belgas das estradas de ferro implantaram a rede de telefonia, telégrafo e energia no país.

Quando resolviam se estabelecer no Brasil, invariavelmente montavam uma empresa e se aventuravam

a montar redes de serviços ou “as melhorias urbanas” pelo estado de São Paulo e pequenas indústrias.

Outro fato comum as redes de energia e transporte é que a tecnologia envolvida na criação do maquinário é praticamente a mesma. Não há muitas diferenças entre a caldeira de um trem e a de um gerador térmico. A rede de comunicação da ferrovia (o telégrafo) utilizava fios e postes como a rede de distribuição de energia.

Dessa forma, não era difícil os setores terem sido inter-relacionados.

O mapa da Figura 13 foi elaborado sobrepondo-se a carta de surgimento das usinas hidrelétricas ao longo do tempo ao que consta no estudo de Saes (1986) sobre a implantação das ferrovias no estado de São Paulo no mesmo período de estudo.

Nota-se que a ferrovia chega com dez anos de antecedência em média, mas os municípios que recebem os dois benefícios são praticamente os mesmos, numa evidente sobreposição.

Sobrepõem-se ainda os engenheiros, os empresários, o telégrafo e o processo de expansão das lavouras de café.

Outra sobreposição relevante na leitura do território era que os pontos de logística estabelecidos pela companhias, como os da Paulista, permanecem estratégicos até hoje e são utilizados pela rede de cargas.

Sendo assim, é fácil encontrar as mesmas empresas agindo nos dois setores, como por exemplo, a Siemens

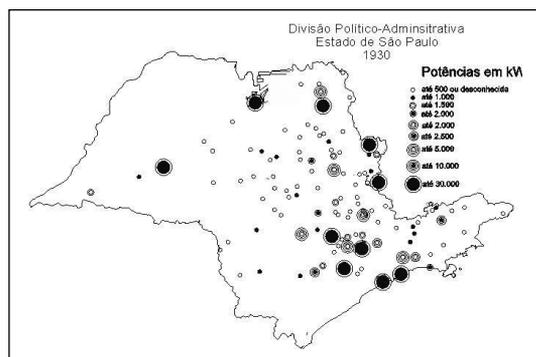


FIGURA 10. Potência das usinas hidrelétricas com a qual iniciaram as operações no estado de São Paulo – de 1890 a 1930. Muitas dessas já haviam sido repotencializadas em 1930.

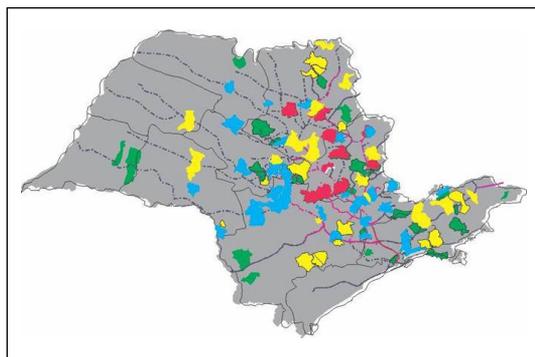


FIGURA 11. Mapa das ferrovias do estado de 1850 a 1940 sobre mapa das cidades que possuíam usinas hidrelétricas de 1890 a 1930.

Bros. Dynamo Works Limited, que além de geradores, também fazia carros elétricos.

As empresas elétricas que começavam a ter sucesso se expandiam, montando outras concessionárias em cidades próximas, que nem sempre tinham a mesma razão social. Mas um determinado grupo de empresários e acionistas é recorrente nos contratos de sociedade.

Pela Figura 11 é possível notar que em 1920 o panorama da eletrificação já está praticamente completo.

Muitas empresas já se fundiram ou pertencem a um mesmo grupo, apesar de terem razões sociais próprias. Dessa forma, vê-se que em 1920 a geração de energia já estava concentrada na mão de cinco grupos: a Light, a Southern, a AMFORP, o grupo dos Silva Prado e o de Eloy Chaves. Há ainda um punhado de pequenas empresas que atuam em um ou dois municípios.

CONCLUSÕES

A implantação da rede elétrica e o consumo de bens elétricos traduziram-se em novos comportamentos e interações sociais tão marcantes que acabaram por caracterizar as épocas, como a era do rádio. Por outro lado, a energia também acentuou os contrastes de condições de vida e de tecnologia. Dispor ou não de energia, sua quantidade e qualidade até hoje são sinais de qualidade de vida e avanço tecnológico.

O resultado do processo de eletrificação para o urbanismo do estado de São Paulo foi uma evolução em partes assimétricas: a cidade com luz elétrica e todos os confortos proporcionados pela energia era a expressão da modernidade, mas o sistema estava apoiado e financiado pela economia rural.

A ferrovia sempre chegou antes da energia abrindo caminhos para o “progresso”. É a linha condutora das cidades progressistas do estado de São Paulo

Do ponto de vista da arquitetura e do urbanismo, a geração de energia possibilitou importantes inovações

na forma e na vida urbana: novas máquinas domésticas que resultaram em novos usos das residências; novos equipamentos urbanos, como a iluminação pública, o transporte público (bondes elétricos); o cinema; a vida noturna etc.

A disponibilidade de energia também impulsionou a indústria nascente e com ela surgiram distritos industriais, vilas operárias e núcleos fabris, difundindo novos padrões de moradias, novas formas de vida e de relação entre casa e espaços de uso coletivo.

A energia movimentou a indústria do café - as máquinas de beneficiamento só se tornam mais acessíveis depois que a energia elétrica já era fato. A consolidação da industrialização do país ocorreu, de certa forma, no meio rural para depois se firmar nas cidades.

A idéia de que a energia elétrica foi fator de desenvolvimento industrial e urbano se confirma a partir de duas constatações:

- ⌘ a eletricidade permitiu que a indústria em geral se tornasse mais competitiva pela redução de tarefas e emprego de tecnologias mais eficientes.
- ⌘ a eletricidade, num efeito multiplicador, conseguiu o desenvolvimento de outras indústrias do setor elétrico e de bens de consumo para auto-fornecimento.

Finalmente, cabe salientar que a paisagem paulista se transformou continuamente desde que o processo de urbano-industrialização ganhou impulso com a implantação da energia hidrelétrica, do final do século XIX às primeiras décadas do século XX. O patrimônio correspondente a essa paisagem, em permanente transformação, constitui importante legado da indústria, cultura e natureza paulista.

Então, a arquitetura e a história destas hidrelétricas pioneiras estão inseridas neste contexto maior de industrialização e avanço tecnológico da região, e é parte importante para a compreensão da história da arquitetura brasileira, representando uma época de transição do modo de vida do país.

Referências

AMARAL, C. A. de (org.); PRADO, F. A. de A. (org.). **Pequenas centrais hidrelétricas no Estado de São Paulo**. São Paulo: Páginas; Letras Editora e Gráfica, 2000.

ARGOLLO FERRÃO, A. M. de. **Arquitetura do café**. Campinas: Editora da Unicamp; São Paulo: Imprensa Oficial do Estado de São Paulo, 2004. 296 p.

ARGOLLO FERRÃO, A. M. de. Arquitetura rural e o espaço não-urbano. **Labor; Engenho: Patrimônio Cultural – Engenharia e Arquitetura**. Campinas: CMU-Publicações – GEPCEA – UNICAMP Arte Escrita Editora, nº 1 – 2007. p. 89-108.

CENTRO DA MEMÓRIA DA ELETRICIDADE NO BRASIL. **Panorama do setor de energia elétrica no Brasil**. Rio de Janeiro, Centro da Memória da Eletricidade no Brasil, 1988.

DEAN, W.. **A industrialização de São Paulo (1880-1945)**. Difusão Européia do Livro. São Paulo: Editora da Universidade de S. Paulo, 1971.

DEVESCOVI, R.C.B. **URBANIZAÇÃO E ACUMULAÇÃO** – um estudo sobre a cidade de São Carlos, Monografia 2. São Carlos: Arquivo de História Contemporânea – UFSCar, 1987.

GRIGOLETTO, G.. Bondes em Campinas. Slides. Março 2009. Disponível em: <http://pt.slideshare.net/alexleao/bondes-em-campinas-1112858>. Acesso em novembro de 2009

HOMEM, M. C. N.. **O Palacete Paulistano** e outras formas de morar da elite cafeeira: 1867-1918. São Paulo: Martins Fontes, 1996.

REVISTA MEMÓRIA. Departamento de Patrimônio Histórico da Eletropaulo. [S.l.]: Out 91/Mar 92. Ano IV, nº 13

ROCHE, D. **História das coisas banais**. Lisboa: Editorial Teorema, 1998.

SAES, F.A.M. **A grande empresa de serviços públicos na economia cafeeira**. São Paulo: Hucitec, 1986.

SANTOS, F. A. dos. **Rio Claro: uma cidade em transformação (1850 – 1906)**. São Paulo: Annablume/ Fapesp, 2002.

SANTOS, M. **A natureza do espaço: espaço e tempo: razão e emoção**. São Paulo: Hucitec, 1999. 308 p.

Seminário CESP conta sua história. 1985 – S.P., Anais. CESP, São Paulo, 1989.

Débora Marques de Almeida Nogueira Mortati Arquiteta e urbanista; mestre em Engenharia Urbana; doutora em Engenharia Civil. Pesquisadora do LaborE, FEC-Unicamp, SP, Brasil. E-mail: deboramortati@gmail.com.

André Munhoz de Argollo Ferrão Arquiteto e engenheiro civil; Prof. Dr. da FEC-UNICAMP. Coordenador do LaborE, FEC-Unicamp, SP, Brasil. E-mail: argollo@fec.unicamp.br.

Flood control and energy production on the Brazilian hydrothermal system

Submissão: 01/12/14

Revisão: 09/12/14

Aprovação: 10/12/14

**Renato Carlos Zambon, Mario Thadeu Leme de Barros,
Maíra Gimenes, Pedro Ludovico Bozzini, William W-G. Yeh**

ABSTRACT: The Brazilian hydrothermal system consists of 151 medium and large hydropower plants with reservoirs, including planned expansion over the next four years. About half of these reservoirs have a storage capacity to regulate flows in corresponding basins, while the others are run-of-river. Thirty reservoirs provide 95% of storage capacity. There are also hundreds of smaller hydropower plants, as well as thermal and wind power plants. The hydrothermal system is completely linked in order to maximize total hydropower production while accommodating hydrological diversity among different basins. The main objective of the hydropower operation is to satisfy demand while minimizing the cost of production; in other words, maximize water use and minimize the use of fossil fuels. The system is operated not only for hydropower production but also for flood control, navigation, recreation, and water supply for various purposes. Many of the reservoirs also have storage reserved seasonally for flood control. Dams and spillways have been designed for structural safety during extreme events, such as a 10,000-year flood. The spillways, even in run-of-river reservoirs, also are used for flood control of flows with much smaller return periods, resulting in important economic and social benefits. The flood control reservations must be defined carefully in order to balance the multiple, sometimes conflicting uses of water in the reservoirs. Flood control reservations reduce storage capacity to regulate flows and affect the productivity of hydropower plants in a complex system that must be managed through integrated operation. The management also must consider changes in climate and land use, flood forecasting and warning systems, as well as new data available from hydrological monitoring, etc. This paper presents a methodology to evaluate the impacts of flood control and minimum flow constraints on the electric energy production.

KEYWORDS: Flood Control, Minimum Flow, Reservoir Operation, Hydropower

RESUMO: O sistema hidrotérmico brasileiro é formado por 151 usinas hidrelétricas de médio e grande porte com reservatórios, incluindo a expansão prevista para os próximos quatro anos. Cerca de metade desses reservatórios possuem volume útil para regularizar vazões em suas respectivas bacias, enquanto os demais operam a fio d'água. Trinta reservatórios no sistema são responsáveis por 95% da capacidade de armazenamento. Existem ainda centenas de pequenas centrais hidrelétricas, bem como usinas térmicas e eólicas. O sistema hidrotérmico é quase totalmente interligado, permitindo maximizar a produção hidrelétrica considerando a diversidade hidrológica entre as diferentes bacias. O principal objetivo da operação é atender a demanda minimizando os custos da geração, ou seja, aproveitar da melhor maneira possível o uso da água e minimizar o uso de combustíveis fósseis. O sistema é operado não apenas para a produção hidrelétrica, mas também para controle de cheias, navegação, recreação e abastecimento de água para diversas finalidades. Diversos reservatórios possuem parte do volume útil reservado sazonalmente para o controle de cheias. Represas e vertedores são dimensionados considerando a sua segurança estrutural durante eventos extremos, como em uma cheia decamilar. Os vertedores, mesmo em reservatórios a fio d'água, também são importantes para o amortecimento de cheias com períodos de retorno menores, o que resulta importantes benefícios econômicos e sociais. O volume de espera para controle de cheias deve ser definido cuidadosamente para balancear os usos múltiplos e as vezes conflitantes da água na operação dos reservatórios. Volumes de espera para controle de cheias reduzem a capacidade de armazenamento para regularização de vazões e afetam a produtividade das hidrelétricas em um sistema complexo que deve ser gerenciado de através de uma operação integrada. O gerenciamento também deve considerar alterações climáticas, mudanças no uso do solo, sistemas de previsão e alerta de cheias, bem como novas informações disponíveis do monitoramento hidrológico, entre outros aspectos. Este trabalho apresenta uma metodologia para avaliar o efeito dos volumes de espera para controle de cheias e das restrições de vazões mínimas a jusante na geração de energia elétrica.

PALAVRAS CHAVE: Controle de Cheias, Vazões Mínimas; Operação de Reservatórios, Hidrelétricas

INTRODUCTION

The Brazilian hydrothermal system consists of a completely linked network of 151 medium and large hydropower plants with reservoirs, including planned expansion over the next four years. Among these 151 plants, 138 are in operation today and 13 are planned to be operational within the next four years. Additionally, there are currently 968 small hydropower plants, 1804 thermal and 129 wind power plants with a total installed capacity of 136,283 MW (ANEEL 2014). The hydrothermal system is completely linked in order to maximize total hydropower production while accommodating hydrological diversity among different basins. The system is operated by the Brazilian Interconnected Power System Operator (ONS). The main objective of the hydropower operation is to satisfy demand while minimizing the cost of production; in other words, maximize water use and minimize the use of fossil fuels. The system is operated not only for hydropower production but also for flood control, navigation, recreation, and water supply for various purposes.

Using on average about 70% of the total installed capacity (ANEEL 2014), approximately 90% of Brazil-

ian effective electricity generation over the last 12 years has been provided by hydropower plants (ONS 2014a). This percentage has been reduced to less than 80% since the last quarter of 2012 due to a combination of factors related to demand increase, system expansion, and a dry hydrological period. Figure 1 shows monthly average power production from each main source and the stored energy in the Brazilian hydrothermal system from January 2000 through March 2014.

Dams and spillways have been designed for extreme events, such as a 10,000-year flood. The spillways, even in run-of-river reservoirs, also are used for flood control of flows with much smaller return periods, resulting in important economic and social benefits. Flood control reservations must be defined carefully in order to balance the multiple, sometimes conflicting uses of water in the reservoirs. Flood control reservations reduce storage capacity to regulate flows and affect the productivity of hydropower plants in a complex system that must be managed through integrated operation. The management also must consider changes in climate and land use, flood forecast and warning systems, as well as new data available from hydrological monitoring, etc.

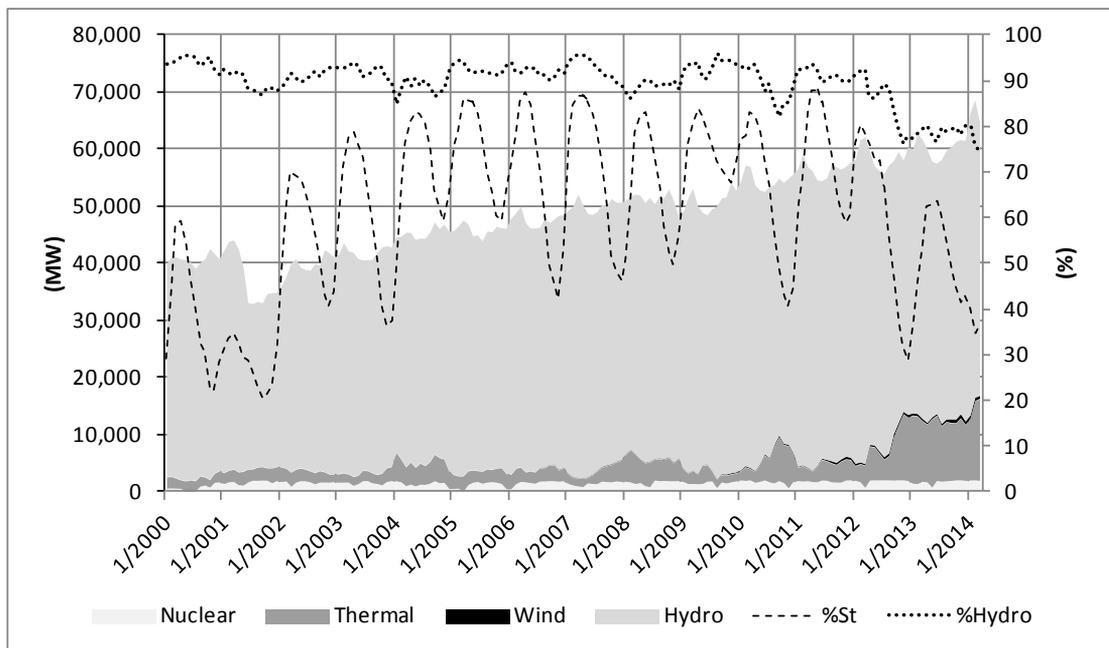


FIGURE 1: Monthly average power production and stored energy in Brazilian hydrothermal system.

Seventy-five medium and large reservoirs in Brazil have storage capacity to regulate flows in corresponding basins; the others are run-of-river. The storage distribution is not uniform: 30 reservoirs provide 95% of storage capacity and 45 reservoirs provide 99% of total system storage. Twenty-five reservoirs also have significant storage reserved seasonally for flood control, most of them in the Southeast/Central region (ONS 2014b). Francato et al. (2011) proposed a new methodology to define the return periods associated with flood control of downstream hydropower plants. They used three variables to characterize situations requiring protection against floods: severity of consequences, management complexity, and probability of occurrence. This concept has been tested at eleven control points in Brazil.

Minimum releases are also important; they are defined for the Brazilian system in the inventory of hydraulic constraints for hydropower plants (ONS 2011). Both types of constraints (flood control and minimum release) impact the regulation capacity of a single reservoir or a complex system of reservoirs.

Constructing new reservoirs with large storage capacities has become increasingly difficult because of environmental, technical, social and economic constraints. Moreover, many of the best available sites for this type of reservoir already have been utilized. Data from 2000 and forecast through 2017 indicates a continuous and significant reduction in relative regulating capacity in the Brazilian hydropower system (Falcetta et al. 2014). This fact reinforces the importance of optimal planning and management of existing regulation capacity, and the attention necessary for reviewing operational constraints.

New approaches such as using the ecological hydrograph (SOUZA et al. 2008) to replace the constant minimum flows for environmental protection have started to draw attention. Although, this approach is still under study, it already has begun to appear in practice (ONS 2011; Côrtes and Zambon 2012).

A question that has been raised is how to evaluate the impact of flood control reservation, minimum flow and other related constraints on hydropower production in a complex system of reservoirs?

Different modeling techniques have been employed to optimize the operation of reservoir systems. Reviews of these techniques and their applications have been presented by Yeh (1985), Simonovic (1992) and Labadie (2004). The techniques include, for instance, linear programming (LP) (BECKER and YEH 1974; DIBA

et al. 1995; LOÁICIGA 2002), nonlinear programming (NLP) (CHU and YEH 1978; SAKARYA and MAYS 2000; CASTRO and GONZÁLEZ 2004), dynamic programming (DP) (BECKER and YEH 1974; YAKOWITZ 1982; BRAGA et al. 1991; SHIM et al. 2002; KARAMOUZ et al. 2004), and network flow (SUN et al. 1995).

For the operation planning of the Brazilian hydrothermal system, the ONS uses models based on stochastic dual dynamic programming (SDDP) (CEPEL 2011), with the hydropower plants aggregated into one equivalent reservoir for each of the four regional subsystems. This simplification is necessary in order to avoid the “curse of dimensionality” associated with DP.

Barros et al. (2003) developed the SISOPT model to optimize the operation of a large hydropower generation system with individual hydropower plants using NLP or successive linear programming (SLP). SISOPT was applied to the Brazilian hydropower complex with different objective functions. In previous studies, the HIDROTERM model was developed to optimize the management and operation of the Brazilian hydrothermal system (ZAMBON et al. 2012). HIDROTERM includes the joint operation of individual hydropower plants, thermal plants, exchanges, multiple uses of water, and system expansion. The model is solved by nonlinear programming (NLP) using the General Algebraic Modeling System package (GAMS 2014).

This paper presents a methodology to evaluate the impacts of flood control and minimum release constraints on electric energy production. To accomplish this we modify the optimization model HIDROTERM, considering different flood control and minimum release requirements under different hydrological scenarios.

METHODOLOGY

To assess the impact of flood control and minimum release constraints on the Brazilian hydrothermal system we propose to apply the HIDROTERM model developed by Zambon et al. (2012) and compare the results obtained from operating the system with and without flood control and minimum release constraints under different hydrological scenarios.

The objective function of the HIDROTERM model is to minimize the expected value of the sum of costs of additional thermal generation, exchanges, and deficits:

$$\min ZT = \sum_k \sum_t \left[CGTad_{k,t} + \frac{dt_t}{3600} \cdot (DEF_{k,t}^2 \cdot cDef + INTf_{k,t} \cdot cInt) \right] \quad (1)$$

where k = subsystem index; t = time period index;
 $CGTad_{k,t}$ = cost of additional thermal generation (10^6 R\$);

dt_t = time period duration (10^6 s);

$DEF_{k,t}$ = deficit (MW);

$cDef$ = deficit cost (R\$/MWh²);

$INTf_{k,t}$ = sent exchange (MW);

$cInt$ = exchange cost (R\$/MWh) and

ZT = model objective (10^6 R\$).

The quadratic penalty function minimizes the deficit intensity and evens the energy supply during periods of shortage: it penalizes large shortages and distributes the total deficit over a series of smaller shortages. A linear or piecewise linear formulation can alternatively be used.

The model is subject to the following set of constraints: continuity equations; evaporation loss; storage limits with time-varying flood control; power generation capacity; ending storage; total, turbine and non-power release limits; power generation limits; level-area-storage polynomials; tailrace water level as a function of total release; turbine flow maximum limit as a function of head; energy balance between subsystems; additional thermal generation cost functions; upper and lower bounds imposed on thermal generation and exchanges; exchange balance and losses; and hydropower generation by subsystems.

The nonlinear functions of water level and level-area-storage polynomials are simplified using the method proposed by Silva and Zambon (2013).

Minimum release constraints are separated into two main components for better representation of the Brazilian system: the total releases downstream from each reservoir and the non-power releases. The minimum non-power releases can be time-varying and represent requirements such as navigation locks, fish escalators, environmental protection in stretches of reduced flow, etc.

Fixed costs, such as the minimum inflexible dispatch of thermal plants -- which are not dependent on the decision variables -- are not included in the objective function. But their operation is considered as input data in the optimization process.

Decision variables in each time period are the power and non-power releases in each hydropower

plant as well as additional thermal generation and exchanges in each subsystem.

CASE STUDY

The input data for the case study is based on official data published in early April 2014 (CCEE 2014; ONS 2014a). The data set includes the existing system and planned expansion for the next four years. Flood control reservation was verified with the ONS flood control report (ONS 2014b) and minimum releases were verified from the operation hydraulic constraints inventory (ONS 2011).

Twenty-five reservoirs were identified with significant flood control storage reservations (Camargos, Furnas, M. de Moraes, Caconde, Marimbondo, A. Vermelha, Emborcação, Nova Ponte, Itumbiara, São Simão, Barra Bonita, Promissão, Ilha Solteira Equivalente, A. A. Laydner, Chavantes, Capivara, Salto Santiago, Santa Branca, Funil, Irapé, Três Marias, Queimado, Sobradinho, Itaparica and B. Esperança). Twenty-one of them are located in the Southeast/Central region, one in the South and three in the Northeast. Most of the flood control reservation is concentrated from October to March, the typical wet season in the Southeast/Central region. The flood control reservation represents a significant portion of the active storage. In four cases it represents from 54% to 71% of the maximum active storage, and in 11 cases from 20% to 50%. Considering all reservoirs in the Brazilian hydropower system, the total flood control reservation translates into 11.9% of maximum stored energy in the system. Stored energy is calculated as the product of the active storage in each storage reservoir and its average productivity as well as the accumulated average productivity of all downstream hydropower plants.

We optimize the system considering the following combination of scenarios:

Constraints: with original constraints, without a flood control storage (FCS) constraint, and without a minimum release (Rmin) constraint;

Initial storage: April 2014 (a very low storage when compared to historic April averages) and April average;

Hydrological scenarios: 80 four-year time horizons taken from historical series over 80 years (1930-1934, 1931-1935, ... , 2009-2013).

The average processing time for each of the 480 combinations (three constraint sets × two initial

storage conditions \times 80 hydrological scenarios) was 11 minutes, and they were processed remotely in six parallel tasks in a computer with dual Xeon processors with six cores and 3.33 GHz. Each combination was solved by the NLP model with approximately 15,000 decision variables.

Exceedance curves are used to compare the effect of removing the flood control storage (FCS) reservation and minimum required power and non-power release (Rmin) constraints against the original system using two initial conditions. Obviously, this is a hypothetical situation designed to assess the consequent costs if the constraints were removed in the operation of the hydrothermal system.

In some cases, mainly due to the minimum release constraints in more intense drought scenarios, the solution became infeasible. To avoid bias in comparison, the combinations of scenarios that resulted in infeasible solutions were discarded.

Figure 2 shows the frequency of exceedance curves for the optimal objective function values using April 2014 as the initial storage. The values represent the expected value of the sum of costs of additional thermal generation, exchanges, and deficits in a time horizon of four years. Values are in billions of Brazilian Reals (exchange rate was US\$1.00 = R\$2.27 on April 1st, 2014).

The average storage in April 2014 was very low (40.9% of the total system capacity). April is at the end of the wet season in most of the river basins that have hydropower plants. The average storage observed in April from 2002 to 2011 was 82.3% of the total system capacity. Fortunately, intense and extremely expensive thermal dispatches in the last two years were enough to fully supply demand without rationing, but not recover storage in the reservoirs.

To represent a more typical initial condition, Figure 3 shows the frequency of exceedance curves of the optimal objective function for the complete set of processed hydrological scenarios using average initial storage at the beginning of April, while keeping demand forecasts, expansion of the system and other input variables the same.

As expected, removing the constraints resulted in an increase in feasible solution space and produced lower minimized objective function values. Driest scenarios naturally resulted in higher costs, requiring dispatching more expensive thermal plants and, eventually, incurring deficits. Comparing Figures 2 and 3, an initial favorable storage condition would result in significantly lower costs, by about half on average across all scenarios. The differences resulting from constraint removal appear to be relatively small compared to the total cost of operating the system,

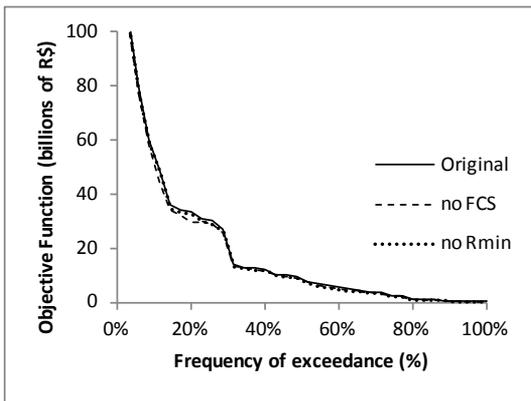


FIGURE 2: Objective function distribution, initial storage April 2014.

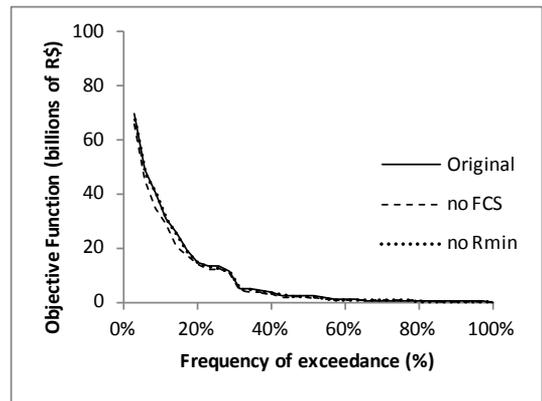


FIGURE 3: Objective function distribution, initial storage April average.

but in absolute values the differences are quite significant. These are presented in Figures 4 and 5. The values are divided by four (planning horizon of four years) to represent average costs in millions of Brazilian Reals per year.

A summary of results in absolute values and as a percentage of the objective function of the impact of flood control storage and minimum release constraints is presented in Tables 1 and 2.

Minimum release impact (in absolute and relative values) was higher in scenarios with lower initial storage: 190 million R\$/year and 64 million R\$/year, respectively, and 4.27% and 2.79% of average optimal objective function results, respectively. For lower initial storage conditions, the productivity of hydropower plants was lower due to the fact that reduced head and minimum releases further decrease storage levels.

The flood control impact, however, is relatively much higher using the average initial storage condition: 10.14% against 5.40% of average optimal objec-

tive function results. In this case, the storage variation is closer to the constraint bounds, resulting in spills or redistribution of storage to other reservoirs in the cascade with lower energy efficiency. In absolute values both initial conditions produce very similar average values: 240 and 234 million R\$/year. For the lower initial storage condition, flood control constraints are met less often, but require the dispatch of more expensive thermals. Problems with the quality of the official data may result in significantly higher values. For example, in a discussion on “Hydroelectricity in Brazil: What happened in 2012” occurring at the “XX Brazilian Symposium of Water Resources” on November 19, 2013, representatives of an independent consulting firm and the ONS both verified an error of approximately 9% in hydropower production. A simplified attempt to correct this error and apply to the proposed methodology, would multiply the costs shown in Table 1 about three times due to increased thermal dispatches at higher shadow prices required to supply demand, in addition to increased risk of deficit.

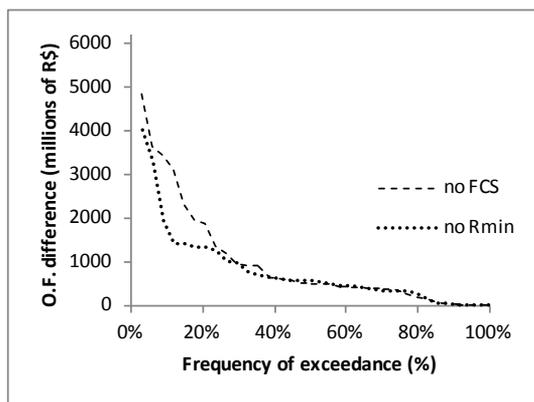


FIGURE 4: Average annual distribution differences, initial storage April 2014.

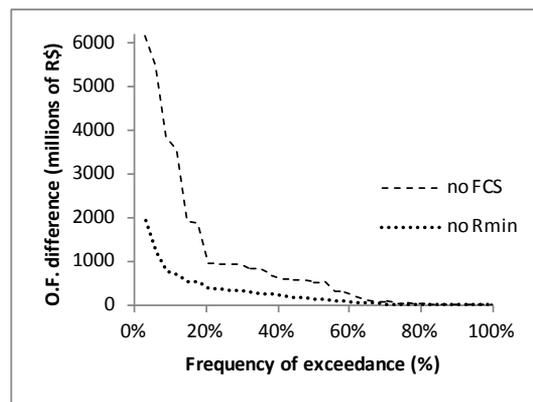


FIGURE 5: Average annual distribution differences, initial storage April average.

TABLE 1
Annual average differences in objective function

Initial storage	no FCS (R\$)	no Rmin (R\$)
April 2014	240,195,227	190,056,047
April average	234,367,442	64,437,927

TABLE 2
Differences in percentage of objective function

Initial storage	no FCS	no Rmin
April 2014	5.40%	4.27%
April average	10.14%	2.79%

(US\$1.00 = R\$2.27 on April 1st, 2014)

FINAL COMMENTS

This paper presents an application of the HI-DROTERM model to analyze the impact of flood control reservation and minimum release constraints on hydropower production in the planning and management of the Brazilian hydrothermal system. The model includes the joint operation of individual hydropower plants, thermal plants, exchanges, and multiple uses of water and system expansion, and is solved by nonlinear programming. The system is optimized with and without constraints using two initial storage conditions and 80 years of available historical series of inflows as hydrological scenarios in a moving four-year planning horizon.

Twenty-five out of 151 medium and large reservoirs with hydropower plants in the Brazilian system have significant storage reserved seasonally for flood control. Flood control reservations are required during the wet months mainly in the Southeast/Central region. The total storage reserved for flood control today represents about 11.9% of the maximum stored energy capacity in the nation's interconnected hydrothermal system. The percentage is much higher in some individual reservoirs. For both initial storage conditions assumed, the economic impact of the flood control reservation, on average, translates into 234 to 240 million Brazilian Reals per year (103 to 106 million US\$/year). The minimum release constraints produced a lower but significant impact, on average from 64 million to 190 million Brazilian Reals per year depending on the initial storage conditions. Both constraints are strongly linked -- flood control reservation reduces the ability of reservoirs to regulate flows and energy production. Flood control reservations are enforced in wet months, in which reservoirs can be filled if there are no flood control

reservations. In addition, maintaining minimum flows downstream increases the time required to recover storage levels. These values can be significantly higher if one considers possible errors in available data, stochasticity of inflows, growing demand, and expansion of the system.

Adequate flood control in valleys downstream of hydropower plants protection is essential, but oversized projects or inadequate location of reserved storages also have major negative implications for operating costs, excessive use of fossil fuels, and risks of deficit in both power supply as well as in other consumptive and non-consumptive uses of water.

Flood operation constraints must be reviewed periodically to maintain adequate future flood protection, accounting for more available data, monitoring and forecasting, non-stationary flow series, and constant revision of hydrology changes due to land use and climate variability. By analyzing each of the reservoirs' operation and their impacts on the entire interconnected system, the proposed methodology can be used to establish trade-off relations as well as compare different design alternatives or operating rules for better decision making. Moreover, implementing new approaches such as ecological hydrograph instead of constant minimum flows for environmental protection should enjoy wider application. The evaluation of this approach will benefit from the proposed methodology.

ACKNOWLEDGEMENTS

The research reported herein was supported by FAPESP (Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo), Brazil, under grants 08/58508-1 and 13/03432-9.

Referências

- ANEEL. (2014). "Agência Nacional de Energia Elétrica." <<http://www.aneel.gov.br>>.
- Barros, M.T.L., Tsai, F., Lopes, J.E.G., Yeh, W.W-G. (2003). "Optimization of large-scale hydropower system operations." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 129(3), 177-188.
- Becker, L., Yeh, W.W-G. (1974). "Optimization of Real Time Operation of a Multiple-Reservoir System." *Water Resources Research*, 10(6), 1107-1112.
- Braga Jr., B.P.F., Yeh, W.W-G., Becker, L., and Barros, M.T.L. (1991). "Stochastic Optimization of Multiple Reservoir System Operation." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 117(4), 471-481.
- Castro, J., González, J.A. (2004). "A nonlinear optimization package for long-term hydrothermal coordination." *European Journal of Operational Research*, 154(3), 641-658.
- CCEE. (2014). "Câmara de Comercialização de Energia Elétrica." <<http://www.ccee.org.br>>.

- CEPEL - Centro de Pesquisa de Energia Elétrica. (2011). "Manual de Referência: modelo NEWAVE."
- Chu, W.S., Yeh, W.W-G. (1978). "A Nonlinear Programming Algorithm for Real-Time Hourly Reservoir Operations." *Water Resources Bulletin*, 14(5), 1048-1063.
- Côrtes, R. S., and Zambon, R. C. (2012). "Reservoir Operation with Robust Optimization for Hydropower Production." *World Environmental and Water Resources Congress 2012*, ASCE/EWRI, Albuquerque, New Mexico, 2395–2405.
- Diba, A., Louie, P.W.F., Mahjoub, M., Yeh, W. W-G. (1995). "Planned Operation of Large-Scale Water-Distribution System." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(3), 260–269.
- Falcetta, F. A. M., Zambon, R. C., and Yeh, W. W.-G. (2014). "Evolution of Storage Capacity in the Brazilian Hydropower System." *World Environmental and Water Resources Congress 2014*, ASCE/EWRI, Portland, Oregon, 1916–1925.
- Francato, A. L., Barbosa, P. S. F., Lopes, J. E. G., Zambon, R. C., Barros, M. T. L., and Zuculin, S. (2011). "Metrics and Risk Criteria Acceptance for Flood Control in Valleys Downstream Hydropower Plants." *World Environmental and Water Resources Congress 2011*, ASCE/EWRI, Palm Springs, California, 3016–3025.
- GAMS. (2014). "General Algebraic Modeling System." <<http://www.gams.com>>.
- Karamouz, M., Kerachian, R., Zahraie, B. (2004). "Monthly Water Resources and Irrigation Planning: Case Study of Conjunctive Use of Surface and Groundwater Resources." *Journal of Irrigation Drainage Engineering*, 130(5), 391–402.
- Labadie, J.W. (2004). "Optimal operation of multireservoir systems: State-of-art review." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 130(2), 93-111.
- Loáiciga, H. (2002). "Reservoir Design and Operation with Variable Lake Hydrology." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128(6), 399–405.
- ONS. (2011). *RE 3/039/2011 Inventário das restrições operativas hidráulicas dos aproveitamentos hidrelétricos*. Rio de Janeiro, 150.
- ONS. (2014a). "Operador Nacional do Sistema Elétrico." <<http://www.ons.org.br>>.
- ONS. (2014b). *Relatório executivo de prevenção de cheias - ciclo 2013/2014*. Rio de Janeiro, 24.
- Sakarya, A., Mays, L. (2000). "Optimal Operation of Water Distribution Pumps Considering Water Quality." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 126, Special Issue: Water Distribution Systems, 210–220.
- Shim, K.C., Fontane, D.G., Labadie, J.W. (2002). "Spatial Decision Support System for Integrated River Basin Flood Control." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 128(3), 190-201.
- Silva, L. M., and Zambon, R. C. (2013). "Nonlinearities in Reservoir Operation for Hydropower Production." *World Environmental and Water Resources Congress 2013*, ASCE/EWRI, Cincinnati, Ohio, 2429–2439.
- Simonovic, S. (1992). "Reservoir Systems Analysis: Closing Gap between Theory and Practice." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 118(3), 262–280.
- Souza, C., Agra, S., Tassi, R., and Collischonn, W. (2008). "Desafios e oportunidades para a implementação do hidrograma ecológico." *REGA. Revista de Gestão de Águas da América Latina*, 5(1), 25–38.
- Sun, Y-H., Yeh, W.W-G., Hsu, N-S., Louie, P.W.F. (1995). "A Generalized Network Algorithm for Water Supply System Optimization." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 121(5), 392-398.
- Yakowitz, S. (1982). "Dynamic Programming Applications in Water Resources." *Water Resources Research*, 18(4), 673-696.
- Yeh, W.W-G. (1985). "Reservoir management and operation models: A state-of-the-art review." *Water Resources Research*, 21(12), 1797-1818.
- Zambon, R. C., Barros, M. T. L., Lopes, J. E. G., Barbosa, P. S. F., Francato, A. L., and Yeh, W. W.-G. (2012). "Optimization of Large-Scale Hydrothermal System Operation." *Journal of Water Resources Planning and Management*, 138(2), 135–143.

Renato Carlos Zambon Department of Hydraulic and Environmental Engineering, University of São Paulo, Brazil. E-mail: rczambon@usp.br.

Mário Thadeu Leme de Barros Department of Hydraulic and Environmental Engineering, University of São Paulo, Brazil. E-mail:mtbarros@usp.br.

Maíra Gimenes Department of Hydraulic and Environmental Engineering, University of São Paulo, Brazil. E-mail:maira.gimenes@gmail.com.

Pedro Ludovico Bozzini Department of Hydraulic and Environmental Engineering, University of São Paulo, Brazil. E-mail:trifas@gmail.com.

William W-G. Yeh Department of Civil and Environmental Engineering, University of California Los Angeles, USA. E-mail: williamy@seas.ucla.edu.

Presentación de artículos

Los artículos pueden ser presentados en español, portugués o inglés. El resumen deberá ser enviado obligatoriamente en el mismo idioma y abstract en inglés (para trabajos en español y portugués) y, en español (para trabajos en inglés).

FORMATO

El archivo debe ser enviado en medio magnético, acompañado de dos copias impresas. Los archivos deben estar en Word, versión reciente.

Configuración de la página: tamaño: A4 (210 x 297mm); márgenes: 2,5 cm en todas las direcciones;

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluyendo tablas, figuras, ecuaciones y referencias. Estas deben estar numeradas de 1 a n. Las tablas y figuras deben tener título. Las figuras deben ser enviadas también en archivo separado en formato TIF, 300dpi.;

Todas las referencias citadas en el texto deben estar listadas en la bibliografía. En el texto del artículo la referencia debe ser escrita, en minúsculas y entre paréntesis, como apellido y año e. g. (ARAUJO, 2001). Referencias con dos autores serán citadas como: (ARAUJO; CAMPOS, 2001). Para el caso de más de dos autores será: (Araujo et al., 2001). En la bibliografía las referencias serán listadas en orden alfabético del apellido del primer autor, el que debe ser escrito en mayúsculas, e. g. :

ARAUJO, J.; CAMPOS, E.; SILVA, C. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 7, n. 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br. 2001.

Cuando sea posible, deberá ser indicada una página de Internet relacionada a la publicación citada, como indicado en el ejemplo.

La numeración de las ecuaciones debe estar a la derecha y todos sus términos deben estar definidos en el texto.

Todas las tablas y figuras deben estar citadas en el texto.

Los interesados en publicar artículos en la revista deben preparar el mismo de acuerdo con el formato indicado y enviarlo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br
www.abrh.org.br

Chamada de artigos

Os artigos podem ser submetidos em espanhol, português ou inglês. Deverá ser enviado, obrigatoriamente, resumo no mesmo idioma e em inglês (para trabalhos em português e espanhol) e, em espanhol (para trabalhos em inglês).

FORMATO

O arquivo deve ser enviado por meio magnético, acompanhado de duas cópias impresas. Os arquivos devem estar em Word, versão recente.

Configurações da página: tamanho A4 (210 x 297mm); margens 2,5 cm em todas as direções;

Espaçamento duplo, tipografia Times New Roman, corpo 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluindo tabelas, figuras, equações e referências. Estas devem estar numeradas de 1 a n. As tabelas e figuras necessitam ter título. As figuras devem ser enviadas também em arquivo separado, em formato TIF, resolução 300 dpi.

Todas as referências citadas no texto devem estar listadas na bibliografia. No texto do artigo a referência deve ser escrita em minúsculas e entre parênteses, como sobrenome e ano (ARAUJO, 2001). Referências com dois autores serão citadas como: (ARAUJO; CAMPOS, 2001). Na bibliografia as referências serão listadas em ordem alfabética do sobrenome do primeiro autor, que deve ser em maiúsculas:

ARAUJO, J., Campos, E. e Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v. 7, n. 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br.

Sempre que possível, deverá ser indicada uma página de Internet, relacionada à publicação citada, como no exemplo acima.

A numeração das equações deve estar à direita e todos os seus termos devem ser descritos no texto.

Todas as tabelas e figuras devem ser mencionada no texto.

Os interessados em publicar artigos na revista devem preparar o mesmo de acordo com o formato citado e submetê-lo a:

ABRH – Associação Brasileira de Recursos Hídricos
Av. Bento Gonçalves, 9500 – IPH/UFRGS
Caixa Postal 15029 -
CEP 91501-970 – Porto Alegre, RS, Brasil
E-mail: rega@abrh.org.br
www.abrh.org.br