

ISSN 1806-4051
Vol.5 - no.1 - (jan./jun. 2008)

Regda

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





EDITORES EXECUTIVOS

Carlos E. M. Tucci, IPH, UFRGS, Brasil
Andrei Jouravlev, CEPAL, Chile

EDITORES ASSOCIADOS

Adalberto Meller
Adriano Fontainhas Bandeira
Alex Santana
Adolfo Villanueva
Armando Bertranou
Cleuda Freire
Cristóvão Scapulatempo Fernandes
David da Motta Marques
Dieter Wartchow
Eduardo Mario Mendiondo
Eduardo Von Sperling
Francisco Lobato
Fernando Meirelles
Geraldo Lopes da Silveira
Gino Gehling
Ingrid Illich Muller
Ivanildo Hespagnol

Jaildo Santos Pereira
João Viegas Filho
José Nilson B. Campos
Jorge Victor Pilar
Juan Carlos Bertoni
Márcia Maria Rios Ribeiro
Márcio B. Baptista
Miriam Moro Mine
Mônica Porto
Nilo de Oliveira Nascimento
Patrick Thadeu Thomas
Pierre Chevallier
Rafael Souza
Robin T. Clarke
Sidnei Gusmão Agra
Vicente Vieira
Victor Pochat

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. 5,
no. 1 (jan./jun. 2008) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2008 –
v.

Semestral

ISSN 1806-4051

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 - 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 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.



Organización
de las Naciones Unidas
para la Educación,
la Ciencia y la Cultura



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



Rega

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

Vol.5 - N.1 - Jan./Jun. 2008

Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros:
contribuições da diretiva europeia para a água / **5**

Celmar C. de Oliveira e David da Motta Marques

Panorama de la utilización de aguas residuales, aguas
grises y lodos en la agricultura, acuicultura, industrias y
edificaciones en el Brasil / **13**

*Antônio Domingues Benetti
e Mónica Liliana Salazar Peláez*

Desafios e oportunidades para a implementação do
hidrograma ecológico / **25**

*Christopher Souza, Sidnei Agra,
Rutinéia Tassi e Walter Collischonn*

Planos de recursos hídricos: uma análise comparativa
entre o SAGE (França) e o PBH (Brasil) / **39**

*Noemia Bohn, Flavie Cernesson,
Sophie Richard e Adilson Pinheiro*

Monitoramento comunitário da qualidade da água:
uma ferramenta para a gestão participativa dos recursos
hídricos no semi-árido / **51**

*Maria Cléa Brito de Figueirêdo,
Vicente de Paulo Pereira Barbosa Vieira,
Suetonio Mota, Morsyleide de Freitas Rosa,
Lúcia de Fátima Pereira Araújo,
Ênio Girão e Bryan L. Ducan*

Proteção e qualidade dos recursos hídricos brasileiros: contribuições da diretiva europeia para a água

Celmar C. de Oliveira
David da Motta Marques

RESUMO: As novas diretivas europeias para a água possuem elementos como a proteção ambiental, desregulamentação e subsidiariedade. Com o objetivo de atingir até 2015, em todas as massas de água, um “bom status ecológico”, as diretivas funcionam em cinco diferentes classes ecológicas, avaliadas pelo uso de uma ampla disposição de variáveis bióticas. No Brasil, a Resolução 357/05, do Conselho Nacional do Meio Ambiente, dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, e estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. No entanto, embora possua a referência ao equilíbrio ecológico aquático, não leva em consideração a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando tão-somente os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos. Neste trabalho foi analisado o sistema de diretivas europeias para a água, a fase atual de aplicação em alguns países da União Europeia, a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais no Brasil. É verificada a possibilidade de considerar, no plano jurídico e na efetiva aplicação em nossa realidade, as diretivas europeias para a água, especialmente a dimensão ecológica dos recursos hídricos, ou seja, a qualidade ecológica esperada na ausência de influência humana.

PALAVRAS-CHAVE: diretivas europeias, dimensão ecológica, recursos hídricos.

ABSTRACT: The new European water directives comprises elements like environmental protection, deregulation and subsidy. Aiming to reach a “good ecological status” embracing all the water bodies until 2015, these directives work with five different ecological classes assessed by the use of a wide arrangement of the biotic variables. Brazilian enactment 357/05 of the National Council for the Environment arranges for the classification of environmental directives for the framing of the superficial water bodies and it also establishes the conditions and patterns of the launching of effluents. However, the mention to the ecological water equilibrium does not consider the ecological dimension of the water bodies though, fully utilizing only the physical, chemical and bacteriological parameters. This paper analyses the European water directives system, the present stage of application in some countries of the European Union and the classification of the environmental directives for the framing of Brazilian superficial water bodies. The objective of this paper is to check the possibility of considering the European water directives, in the legal perspective and the effective application in our reality, specially the ecological dimension of water resources, that is, the expected ecological quality where the human influence is absent.

KEYWORDS: European water directives, ecological dimension, water resources.

INTRODUÇÃO

As novas diretivas europeias para a água possuem elementos como a proteção ambiental, desregulamentação e subsidiariedade, os quais conduzem à reforma da política das águas da União Europeia. Com o objetivo de atingir um “bom status ecológico” em todas as massas de água até o ano de 2015, as diretivas funcionam em cinco diferentes classes ecológicas, avaliadas pelo uso de uma ampla disposição de variáveis bióticas, incluindo fitoplâncton, macrófitas, invertebrados e peixes. No entanto, só fornecem uma orientação geral de como definir as classes ecológicas

propostas, emergindo como um dos maiores e mais práticos desafios para a efetivação das diretivas a definição do *status* ecológico de uma massa de água específica. A aplicação das diretivas nos países europeus ainda é um assunto que apresenta dificuldades em sua implementação.

No Brasil, a Constituição de 1988, ao estabelecer que os rios e lagos internacionais ou que banhem mais de um Estado passaram ao domínio da União, e que as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes ou em depósito passaram a ser consideradas bens dos Estados procedeu a fundamental alteração

no tratamento destinado às águas, acabando com as águas particulares ou comuns, tornando-as bem de domínio público. Com o objetivo de criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas, de controlar o lançamento de poluentes no meio ambiente, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida, de classificar as águas doces, salobras e salinas como essencial à defesa de seus níveis de qualidade e de manter o equilíbrio ecológico aquático foi editada, com base legal no artigo 6º inciso II e artigo 8º inciso VII da lei 6938/81, a Resolução 357 de 10 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. Esta normativa teve origem na Resolução 20/86, cuja expedição se deu quase vinte anos antes da vigência da Resolução 357/05.

Este estudo analisa o sistema de diretivas europeias para a água e a fase atual de aplicação dessas novas diretivas em alguns países da União Europeia, assim como aborda a classificação e as diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais no Brasil com o objetivo de verificar a possibilidade de emprego de instrumentos da diretiva europeia na realidade brasileira dos recursos hídricos.

METODOLOGIA

A pesquisa, classificada como qualitativa, utilizou-se da revisão bibliográfica tanto para a análise do sistema de diretivas europeias para a água e exame da fase atual de aplicação dessas novas diretivas em alguns países da União Europeia, quanto para a análise da classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais no Brasil. Utilizando-se desse instrumental foi desenvolvido um estudo comparado das realidades europeia e brasileira. Os resultados obtidos na revisão bibliográfica e no estudo comparando as duas realidades permitiram uma interpretação dinâmica destes cenários, uma vez que os fatos não podem ser considerados fora de um contexto social, político e econômico (Lakatos e Marconi, 1993). Apesar da diversidade objetiva da temática jurídica e do fato de que o Direito reflete-se direta ou indiretamente em todas as esferas da vida, há a necessidade da investigação, pois o Direito exerce uma função essencial em sistemas sociais (Luhmann, 1990). Assim, durante o estudo, consideraremos o

Direito como estrutura e a sociedade como sistema, ambos em uma relação de interdependência recíproca. Pela multiplicidade de aspectos considerados no estudo, a partir de subsídios extraídos de pesquisas bibliográficas realizadas especialmente em estudos comparativos e na realidade social, foram utilizados como componentes da metodologia: a indução, para a obtenção de generalizações a partir de fatos isolados; a dedução, para a explicação de fatos particulares, e a analogia, para estudos comparativos.

Os resultados, integrados numa síntese, serviram de subsídios à solução do problema da pesquisa, que pode ser resumido no exame da possibilidade de emprego de instrumentos da diretiva europeia na realidade brasileira dos recursos hídricos. Adotou-se como referencial em todas as fases da pesquisa o equilíbrio entre a gestão ambiental (preservação do meio) e a gestão dos recursos hídricos (base do desenvolvimento), de modo a proporcionar a ocupação das bacias hidrográficas e, ao mesmo tempo, controlar os impactos ambientais dentro dos riscos aceitáveis, sempre levando em conta que os contextos culturais, econômicos e políticos específicos têm sido referidos em reformas da legislação de recursos hídricos em diferentes realidades (Godden, 2005), sendo, portanto, a implantação de medidas técnicas e jurídicas, filtrada através das prioridades humanas.

RESULTADOS

O Quadro Jurídico Europeu e o Sistema de Diretivas Europeias para a Água

As Comunidades Europeias são três: a do Carvão e do Aço, criada pelo Tratado de Paris, em 1951; a da Energia Atômica, criada pelo Tratado de Roma, em 1957 e a Econômica Europeia, depois denominada “Comunidade Europeia” (CE). A União Europeia foi instituída pelo Tratado da União Europeia, celebrado em Maastricht, entrando em vigor no dia 1º de novembro de 1993. A União funda-se nas comunidades Europeias, completadas pelas políticas e formas de cooperação instituídas pelo Tratado da União Europeia (TUE). Tem por missão organizar de forma coerente e solidária as relações entre os Estados-Membros e entre os respectivos povos (Art. 1º do TUE).

A União Europeia é uma entidade supranacional. Por meio do Tratado (TCE) que institui a Comunidade Europeia, os Estados-Membros transmitiram parte de sua soberania à Comunidade. Assim, a Comunidade possui o poder de emitir atos jurídicos,

que vigem sem que para isso seja necessária sua incorporação pelos Estados-Membros. O ato jurídico mais forte é o Regulamento europeu, que tem efeito direto e imediato em todo o território da União Europeia (Richter, 2007). O Artigo 249, parágrafo 2º do TCE, estabelece que o Parlamento Europeu em conjunto com o Conselho e a Comissão adotam *regulamentos* e *diretivas*, tomam decisões e formulam *recomendações* e *pareceres*. O *regulamento* tem caráter geral. É obrigatório em todos os seus elementos e diretamente aplicável em todos os Estados-Membros. A *diretiva* vincula o Estado-Membro destinatário quanto ao resultado a alcançar, deixando, no entanto, às instâncias nacionais a competência quanto à forma e aos meios. Esse ato jurídico estabelece aos Estados-Membros o que fazer, e quando os resultados devem ser alcançados, no entanto deixa às instâncias nacionais definir como proceder e quais instrumentais utilizar para obter esses resultados. A *decisão* é obrigatória em todos os seus elementos para os destinatários que designar. As *recomendações* e os *pareceres* não são vinculativos.

O Sistema de Diretivas Europeias para a Água (WFD) foi adotado em dezembro de 2000 para proteger e melhorar a qualidade de todos os recursos hídricos da superfície (European Union, 2000). Seu objetivo principal é atingir um “bom *status* ecológico” mínimo em todas as massas de água até o ano de 2015. O WFD funciona em cinco classes ecológicas diferentes, avaliadas pelo uso de uma ampla disposição de variáveis bióticas, incluindo fitoplâncton, macrófitas, invertebrados e peixes. Contudo, as diretivas não são muito específicas e só fornecem uma orientação geral de como definir as classes ecológicas propostas (Wallin et al, 2003). Um dos maiores e mais práticos desafios para a implementação das diretivas é, portanto, definir e determinar o status ecológico de uma massa de água específica.

De acordo com o WFD, o estado ecológico de um corpo d'água deve ser definido em relação ao seu desvio das condições referenciais (Frissel, Bayles, 1996), isto é, a qualidade ecológica esperada na ausência de influência antropogênica. Condições referenciais e classificações ecológicas precisam ser especificadas de forma personalizada, para os diversos tipos de lagos. Lagos diferentes não necessariamente respondem de uma forma similar ao fator de *stress*, tal qual, por exemplo, a eutrofização. Condições referenciais podem ser determinadas usando abordagens diferentes: análise paleolimnológica, identificação das características dos lugares que não sofreram impactos, dados

históricos, modelagem, julgamento de peritos, ou a combinação destas abordagens (Laird e Cumming, 2001; Gassner et al, 2003; Nielsen et al, 2003). Contudo, definir condições referenciais é problemático devido à disponibilidade, freqüentemente limitada, de dados e à elevada variabilidade natural deles. Além disso, é discutível o quanto devemos voltar no tempo para encontrar condições mínimas de impacto, sendo que os lagos geralmente experimentam mudanças graduais através dos tempos, como demonstrado por estudos paleolimnológicos (Sondergaard et al, apud Bradshaw, 2005). Estudos recentes indicam que pode ser extremamente difícil encontrar lagos sem impactos ambientais para atuarem como locais referenciais (Bennion et al, 2004).

Características básicas das diretivas

As novas diretivas europeias das águas constituem-se na principal peça de legislação da União Europeia, com o meio ambiente no seu centro, sendo referencial para alcançar um ambiente aquático sustentável nos próximos anos. Estão estruturadas de acordo com o princípio da subsidiariedade. Elas estabelecem tão-somente os objetivos a serem alcançados pelos estados membros, (como a boa qualidade da água); definem a estrutura organizacional (autoridades e bacia hidrográfica) e os mecanismos (legislação existente e medidas adicionais) para alcançá-las. Assim, as diretivas estruturais da água exemplificam melhor a nova abordagem na política ambiental da União Europeia, na qual a proteção ambiental está ligada com a subsidiariedade através da divisão dos objetivos no plano europeu e dos padrões/medidas no plano nacional. As diretivas também substituirão muitas das “primeiras ondas” de legislação, tais como a diretiva sobre a água de superfície para a captação de água potável e as diretivas para os peixes e crustáceos. Isto satisfaz a chamada pela desregulamentação (simplificação) das estruturas legislativas existentes. Na outra extremidade, por outro lado, a Comissão Europeia considerou que os padrões de saúde pública (tais como aquelas diretivas da água para consumo humano e banho) não devem ser afetados (European Commission, 1996). Nas diretivas europeias pode-se verificar elementos de diferentes formas que guiaram a reforma da política das águas da União Europeia: proteção ambiental, desregulamentação e subsidiariedade. Além disso, elementos de abordagem econômica (introdução do princípio da recuperação de custos), considerações quantitativas (estabelecimento de objetivos de vazão mínima para rios e abstração

dos limites para as águas subterrâneas) e a busca pela integração (gerenciamento de bacias hidrográficas com representação de todos os atores) estão todos refletidos nas diretivas. Uma quantidade de novas estratégias vai resultar na efetivação das diretivas estruturais da água.

A aplicação das diretivas nos países europeus

As novas diretivas européias para a água ainda podem ser caracterizadas como assunto amplamente desconhecido.

Holland (2002) salienta que a implementação adequada das diretivas só será possível mediante a existência de um canal aberto de informações hidrológicas e avaliação das vazões das águas superficiais, entre os responsáveis por obtê-las, viabilizando-as no prazo previsto nas diretivas.

Estudo desenvolvido na Alemanha teve como uma das conclusões a constatação de que para alguns lagos considerados novas pesquisas serão necessárias antes de ser desenvolvida uma classificação (Schaumburg, 2004).

Em 2005, um total de 709 lagos foi incluído em um estudo na Dinamarca (Sondergaard *et al.*, 2005). Dados químicos foram disponibilizados para muitos lagos; enquanto que dados biológicos foram mais raros. Embora os lagos muito pequenos sejam proeminentes naquele país, só foram incluídos lagos maiores de 1 (um) ha. Isso por que lagos pequenos e reservatórios de água respondem diferentemente a eutrofização do que os lagos grandes. Os lagos cobriam um grande gradiente morfológico, mas este foi dominado por lagos relativamente pequenos e rasos. Quimicamente, muitos lagos eram alcalinos e eutróficos, com altas concentrações de nutrientes. Todos os lagos dinamarqueses estão situados numa altitude < 200m a. s.l. Para superar a questão das condições referenciais, foi selecionado o fósforo total (FT) como a variável chave para a qualidade da água dos lagos, o que pode auxiliar na implementação das diretivas. A classificação dos lagos nas diretivas deve ser baseada em indicadores biológicos, contudo o FT é o principal opressor ambiental e o fator limitante primário para numerosas variáveis biológicas, bem como também é usado na classificação dos lagos nos dias atuais (Vollenweider e Kerekes, 1982; Wetzel, 2001). O estudo teve como objetivos: identificar indicadores potencialmente bons e analisar a sua distribuição junto com o gradiente de fósforo para diferentes tipos de lagos; analisar os limites potenciais

entre as cinco classes ecológicas da diretiva e desenvolver um método para calcular a média da qualidade ecológica (EQR); elucidar os problemas potenciais na implementação das diretivas e contribuir para a adequação das pesquisas atuais e futuras, estabelecendo uma estratégia de implementação comum. Na análise, juntamente com um gradiente FT, foram ordenadas variáveis ecológicas pré-selecionadas. Essas variáveis são freqüentemente usadas no monitoramento de lagos, para traçar a aplicabilidade potencial delas na classificação ecológica. Foram utilizadas também análises variadas para testar a aplicabilidade dos indicadores selecionados, reconhecendo que a categorização de lagos de acordo com um esquema de classificação rígida foi problemática em virtude das mudanças dos indicadores biológicos junto com um gradiente de fósforo que, geralmente ocorrem rapidamente ao invés de uma maneira gradual (Jeppersen *et al.*, 2000).

A seleção dos indicadores ecológicos se baseou na resposta das variáveis à eutrofização, mas nessa larga escala, foi restringida pela disponibilidade de dados como, por exemplo, a riqueza das espécies marinhas e as mudanças na biodiversidade junto com o gradiente de fósforo (Jeppersen *et al.*, 2000); porém eles não foram incluídos, pois a diversidade de muitas variáveis biológicas relevantes para a WFD é sensível ao tamanho dos lagos (Dodson *et al.*, 2000; Sondergaard *et al.*, 2005). Os dados foram agrupados de acordo com a alcalinidade e a profundidade, dois dos principais fatores usados na tipologia dos lagos (European Union, 2000; Rioual 2002; Ruoppa e Karttunen 2002). Hidromorfologia e variáveis como a área do lago e a salinidade, que também influenciam a estrutura e o funcionamento dos lagos (Jeppersen *et al.* 1994; Moss, 1990; Sondergard *et al.*, 2005) foram omitidas do estudo atual por conta da escassez de dados.

Os exemplos mostraram que uma EQR “razoável” pode ser calculada. As análises também revelaram uma quantidade de dificuldades levantadas com a implementação da WFD, em particular o fato de que todos os indicadores responderam progressivamente à eutrofização, dificultando o estabelecimento de limites bem definidos entre as classes de qualidade e desafiando a idéia de usar múltiplos indicadores biológicos, pois eles podem indicar diferentes classes ecológicas. Um outro problema significativo é o quão bem um programa de amostragem limitado, baseado em uma ou em poucas amostras anuais, fornece uma definição adequada e correta das classes ecológicas.

Portanto o método sugerido para o cálculo de EQR necessita de uma maior elaboração antes de tornar-se aplicável em escala europeia.

Premazzi (2003), em estudo sobre as implicações das diretivas no gerenciamento de lagos na Itália, constatou que os decretos italianos anteciparam os princípios das diretivas e modificaram significativamente a legislação no campo das águas, uma vez que importantes mudanças foram introduzidas nos sistemas de monitoramento e nos métodos de classificação para as águas de superfície. O estado da qualidade ambiental foi determinado não somente pelo monitoramento da matriz aquífera, mas também pelo sedimento e pela biota. Este trabalho sumarizou as condições atuais dos mais importantes lagos na Itália. Resultados preliminares mostraram que existem muito poucos exemplos tratando dos elementos tidos como apropriados para a avaliação da água dos lagos como requerida pelas diretivas.

O ordenamento jurídico e a qualidade da água no Brasil

A Federação brasileira, fruto de uma longa evolução histórica e social mostra um quadro de equilíbrio na repartição de competências relacionadas aos recursos hídricos, mostrando-se estes dispositivos consentâneos com as constituições contemporâneas. O Estado Federal consiste na previsão de um poder central e poderes periféricos funcionando autônoma e concomitantemente. Nossa Constituição, logo no seu primeiro artigo, consagra o País como uma República Federativa, prevendo ainda, no art. 18, uma organização político-administrativa que compreende a União, os Estados, o Distrito Federal e os Municípios, todos autônomos e possuidores da capacidade de auto-organização e normatização própria, autogoverno e auto-administração. Esta tríplice estrutura do Estado apresenta na repartição de competências um elevado grau de complexidade, com os entes da Federação possuindo capacidades que são conferidas a um deles, exclusivamente com reserva de campos específicos de competência administrativa e legislativa, as áreas comuns de atuação paralela e as áreas de atuação legislativa concorrentes. O princípio da predominância do interesse e o princípio da subsidiariedade servem de referencial à distribuição de competências entre os entes federados. Pelo princípio da predominância do interesse cabe: à União as matérias de interesse geral, aos Estados as matérias de interesse regional, aos Municípios o que se relaciona ao interesse local e ao Distrito Federal o interesse regional e local. O

princípio da subsidiariedade estabelece que nada será exercido por um poder de nível superior desde que possa ser cumprido pelo inferior. A metodologia adotada na repartição de competências aos entes federativos, característica fundamental do Estado Federal, contém os elementos mínimos necessários à instituição de uma política nacional de recursos hídricos compatível com o Estado Democrático de Direito.

O quadro jurídico das águas no Brasil

A Constituição de 1988, ao estabelecer que os rios e lagos internacionais ou que banhem mais de um Estado passaram ao domínio da União, e que as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes ou em depósito, com ressalva às decorrentes de obras da União, passaram a ser consideradas bens dos Estados procedeu a fundamental alteração no tratamento destinado às águas, acabando com as águas particulares ou comuns, tornando-as bem de domínio público (Oliveira, 2006). Pertencendo a dominialidade das águas à União e aos Estados, estão caracterizadas como bens públicos de uso comum. Nesses termos, as águas são inalienáveis, não estando sujeitas à usucapião e sendo seu uso gratuito ou retribuído, conforme for estabelecido legalmente pela entidade a cuja administração elas pertencerem (Código Civil Brasileiro, art. 99, inciso I c/c o art. 102 e 103).

A inserção constitucional da água pode ser analisada mediante três aspectos: enquanto recurso natural, o domínio é compartilhado entre a União e os Estados, a União possui competência legislativa privativa para legislar sobre águas e para instituir sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos e definir critérios de outorga de direitos de uso; enquanto elemento primário do saneamento básico, a União possui competência para estabelecer diretrizes em nível nacional, os municípios a competência implícita para prestar serviços de água onde prevaleça o interesse local e os Estados, por sua vez, competência para definir as regiões metropolitanas, as aglomerações urbanas e as microrregiões, com prevalência do interesse comum sobre o local; e enquanto fator ambiental, a competência concorrente para legislar sobre a conservação de recursos naturais e meio ambiente é limitada à União e aos Estados, a competência administrativa para proteger o meio ambiente é atribuída aos três entes federativos e a competência para executar funções públicas de interesse comum é atribuída aos Estados.

A Lei 9.433 de 08/01/97, ao estabelecer os dispositivos constitucionais correspondentes aos recursos hídricos, estabeleceu princípios para a gestão deste importante recurso ao adotar a bacia hidrográfica como unidade de planejamento, reconheceu a água como bem econômico, a importância de seus usos múltiplos e a necessidade de gestão descentralizada e participativa. Definiu a Política Nacional de Recursos Hídricos e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Nela encontra-se a conceituação de água como um bem de domínio público, dotado de valor econômico, cujos usos prioritários são o abastecimento humano e a dessedentação de animais e cuja gestão tem como unidade territorial a bacia hidrográfica. Prevê a gestão integrada e os Planos de Recursos Hídricos, a outorga de direito de uso, a cobrança pelo uso da água e o sistema de informações sobre Recursos Hídricos. Também estabeleceu o enquadramento dos corpos de água em classes segundo os usos, visando a assegurar qualidade compatível com os usos a que forem destinadas, mediante ações preventivas permanentes.

*A aplicação das normas
de qualidade da água no Brasil*

A Resolução 357 de 10 de março de 2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes. A base legal para sua expedição encontra respaldo no artigo 6º inciso II e artigo 8º, inciso VII da lei 6938, de 31 de agosto de 1981.

A edição desta Resolução teve como motivação a preocupação com o desenvolvimento sustentável; o controle do lançamento no meio ambiente de poluentes, proibindo o lançamento em níveis nocivos ou perigosos para os seres humanos e outras formas de vida; a classificação das águas doces, salobras e salinas como essencial à defesa de seus níveis de qualidade avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes; a saúde e o bem estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas; e a necessidade de se criar instrumentos para avaliar a evolução da qualidade das águas.

A legislação brasileira sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos

de água superficiais, embora possua no preâmbulo da Resolução 357, referência ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela deterioração da qualidade das águas, em verdade não leva em consideração a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando tão somente os parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos.

CONCLUSÃO

Os pesquisadores europeus apresentam restrições sobre a aplicabilidade das diretivas, especialmente quanto ao método e a falta de experiência no uso de muitos elementos biológicos. Ainda é enfatizado que os dados exigidos pelas diretivas são escassos e a aplicação do novo conceito de estado ecológico é uma questão de difícil aplicação. A legislação brasileira sobre classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, embora possua referência ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela deterioração da qualidade das águas, não considera a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando somente parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos. Podemos extrair da experiência europeia, como contribuição, a possibilidade de considerar, no plano jurídico e na efetiva aplicação em nossa realidade, a dimensão ecológica dos recursos hídricos, ou seja, a identificação de indicadores para analisar o estado ecológico de um corpo d'água.

O método sugerido para o cálculo de EQR necessita de uma maior elaboração antes de tornar-se aplicável em escala europeia, mas exemplos mostram que uma EQR “razoável” pode ser calculada. Contudo, as análises também revelam uma quantidade de dificuldades levantadas com a implementação da WFD, em particular o fato de que todos os indicadores responderam progressivamente à eutrofização. Isso dificulta o estabelecimento de limites bem definidos entre as classes de qualidade e desafia a idéia de usar múltiplos indicadores biológicos, pois eles podem indicar diferentes classes ecológicas. Um outro problema significativo é o quão bem um programa de amostragem limitado, baseado em uma ou em poucas amostras anuais, fornece uma definição adequada e correta das classes ecológicas (Sondergard *et al.*, 2005).

O resultado do sistema de monitoramento será expresso como a proporção entre os parâmetros biológicos observados num lago e o valor numérico esperado das perfeitas condições de referência para

aquele tipo de lago. Constatou-se a falta de experiência no uso de muitos elementos biológicos para os propósitos de classificação especificados nas diretivas, conseqüentemente a comissão europeia fundou o grupo de trabalho sobre intercalibração, tendo como objetivo a obtenção de entendimento comum sobre o estado ecológico das águas superficiais da união europeia e a garantia da comparabilidade das escalas EQR (boa qualidade ecológica deve ter o mesmo significado ecológico em toda união europeia). O estabelecimento de limites entre classes comparáveis para as quatro categorias de águas naturais é crucial para obter um “bom estado” das águas superficiais nos diferentes Estados-membros. No entanto a realidade entre o conhecimento dos Estados-membros sobre o estado de qualidade de seus lagos e o sistema de classificação e monitoramento nacionais é muito diferente. Resultados preliminares demonstram que mesmo para os mais simples elementos da qualidade (nutrientes) existem somente três Estados-membros nos quais o monitoramento desses elementos existentes nos sistemas nacionais de classificação é compatível com as exigências das diretivas.

Segundo Cardoso *et al.* (2001), a maioria das experiências existentes no gerenciamento de lagos se refere ao problema da eutrofização, existindo numerosos dados disponíveis sobre lagos específicos, como resultados de estudos de longo prazo realizados por organizações de pesquisas e universidades, a fim de avaliar a tendência da evolução no estado trófico dos lagos.

Na prática, os dados exigidos pelas diretivas são escassos e a aplicação do novo conceito de estado ecológico é uma questão pouco conhecida. Uma vez que os planos de administração dos lagos são vistos, com freqüência, como uma questão bastante separada na administração das bacias hidrográficas, há a necessidade de revê-los, pois as diretivas europeias os consideram como entidades ecológicas importantes em qualquer plano sobre bacias hidrográficas (Premazzi *et al.*, 2003).

Conforme já descrito, é importante ressaltar novamente que a legislação brasileira sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento dos corpos de água superficiais, embora possua no preâmbulo da Resolução 357 referencia ao equilíbrio ecológico aquático, o qual não deve ser afetado pela deterioração da qualidade das águas, em verdade, não leva em consideração a dimensão ecológica dos corpos hídricos, aproveitando tão-somente os parâmetros físico-químicos e bacteriológicos.

Apesar das restrições apontadas por pesquisadores quanto à aplicação das diretivas europeias, podemos extrair como contribuição da experiência europeia a possibilidade de vir a considerar, tanto no plano jurídico, quanto na efetiva aplicação, a dimensão ecológica dos recursos hídricos. Dessa forma, o estado ecológico de um corpo d'água estará sendo definido em relação ao seu desvio das condições referenciais, isto é, quanto a qualidade ecológica esperada na ausência de influência antropogênica.

Referências

- BENNION, H.; ELUIN, J. & SIMPSON, G. 2004. Assessing eutrophication and reference conditions for Scottish freshwater lochs using subfossil diatoms. *Journal of Applied Ecology*, 41, 124-138.
- BRASIL 2007. Constituição da República Federativa do Brasil. São Paulo: Saraiva.
- BRASIL 2004. *Código Civil Brasileiro*. São Paulo: Saraiva.
- BRASIL 2005. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357/05.
- BRASIL 1981. Câmara dos Deputados. Lei 6938/81.
- BRASIL 1997. Câmara dos Deputados. Lei 9433/97.
- CARDOSO *et al.* 2001. Criteria for the identification of freshwaters subject to eutrophication. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg: European Union Report 19810.
- DODSON, S. I.; ARNOTT, S. A.; COTTINGHAM, K. L. 2000. The relationship in lake communities between primary productivity and species richness. *Ecology*, 81, 2662-2679.
- EUROPEAN COMMISSION 1996. European Community environment legislation. Volume 1 – General Policy. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.

- EUROPEAN UNION 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council Establishing a Framework for the Community Action in the Field of Water Policy. European Commission, off J. Eur. Commun. L327 (2000) 1.
- FRISSELL, C. A.; BAYLES, D. 1996. Ecosystem management and the conservation of aquatic biodiversity and ecological integrity. *Water Resources Bulletin*, 32, pp. 229-241.
- GASSNER, H., TISCHLER, G. & WANZENBOCK, J. 2003. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities: suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *Internationale Revue des Biologie*, 88, 635-652.
- GODDEN, L. 2005. Water Law Reform in Australia and Sout Africa: Sustainability, Efficiency and Social Justice. *Journal of Enviromental Law*, 17, n 2.
- HOLLAND, Philip G. 2002. The water framework directive. *Flow Measurement and Instrumentation*. 13, pp. 277-279.
- JEPPERSEN, E. JENSEN, J.P, SANDERGAARD, M., FLAURIDSEN, T. & LANDKILDEHUS, F. (2000). Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along, a nutrient gradient. *Feshwater Biology*, 45, 201-218.
- LAIRD, K. & CUMMING, B. (2001) A regional paleolimnological assessment of the impact on clear-cutting on lakes from the central interior of British Columbia. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58, 492-505.
- LAKATOS, E. M.; MARCONI, M. de A. 1993. *Fundamentos da Metodologia Cientifica*. São Paulo: Atlas.
- LUHMANN, N. 1990. *Sociologia do Direito I*. Rio de Janeiro: Tempo Brasileiro.
- MOSS, B. 1990. Brackish and freshwater lakes: different systems or variations on the same theme? *Hydrobiologia*, 275-276, 1-14.
- NIELSEN, K.; SOMOD, B.; ELLEGAARD, C.; KRAUSE-JENSEN, D. 2003. Assessing reference conditions according to the European Water Framework Directive using modeling and analysis of historical data: an example from Randers Fjord, Denmark. *Ambio*, 32, pp. 287-294.
- OLIVEIRA, C. C. 2006. *Gestão das Águas no Estado Federal*. Sérgio Antonio Fabris Editor, Porto Alegre, 136 p.
- PREMAZZI, G.; DALMIGLIO, A.; CARDOSO, A.C.; CHIAUDANI, G. 2003. Lake management in Italy: the implications of the Water Framework Directive. *Lakes & Reservoirs: Research and Management*, 13, pp.41-59.
- RICHTER, T. 2007. Aula ministrada no Programa de Pós-Graduação de Direito da Universidade Federal do Rio Grande do Sul, em 04/4/2007.
- RIQUAL, P. 2002. Limnological characteristics of 25 lakes of the French Massif Central. *Annales de Limnologie – International Journal of Limnology*, 38, pp. 311-327.
- RUOPPA, M.; KARTTUNER, K. 2002. Topology and Ecological Classification of Lakes and Rivers. *Temanord*, 566, Nordic Council of Ministers, Helsinki: Finland.
- SONDERGAARD, M; JEPPESEN, E; JENSEN, J. P; AMSINCK, S, L. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lake. *Journal of Applied Ecology*, 42, pp.616-629.
- SCHAUMBURG, J.; SCHRANZ, C; HOFMANN, G; STELZER, D; SCHNEIDER, S. 2004. Macrophytes and phytobenthos as indicators of ecological status in German lakes – a contribution to the implementation of the Water Framework Directive. *Limnologica*, 34, pp. 302-314.
- VOLLENWEIDER, R. A.; KEREKES, J. 1982. *Eutrophication of Waters*. Monitoring, Assessement and Control. OECD Cooperative Programme on Monitoring of Inland Waters (Eutrophication Control). Enviromment Directorate, OECD, Paris, France.
- WALLIN, M; WIEDERHOLM, T & JOHNSON, R. 2003. Guidance of Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundariex for Inland Surface Waters. CIS Working Group 2-3. REFCOND, Luxembourg, Luxembourg.
- WETZEL, R. 2001. *Limnology*. Lake and River Ecosystems. Academic Press, New York, NY.

Celmar C. de Oliveira Advogado, M. Sc., Professor na Universidade Estadual do Rio Grande do Sul – UERGS – Porto Alegre, RS. Doutorando em Recursos Hídricos no Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: celmar-oliveira@uergs.edu.br

David da Motta Marques Ph.D., Professor no Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS – Av. Bento Gonçalves 9500 – Caixa Postal 15029, CEP 91501- 970 – Porto Alegre, RS. E-mail: dmm@iph.ufrgs.br

Panorama de la utilización de aguas residuales, aguas grises y lodos en la agricultura, acuicultura, industrias y edificaciones en el Brasil

Antônio Domingues Benetti
Mónica Liliana Salazar Peláez

RESUMEN: Este artículo presenta el panorama del reuso de aguas residuales y lodos en la agricultura, acuicultura, industrias, edificaciones y áreas urbanas en el Brasil. Este tema ha cobrado importancia no sólo por la escasez de agua que se presenta en algunas regiones del país, sino también por los costos crecientes que deben asumir los consumidores. Estos costos inciden en la captación de agua de los cuerpos hídricos y en la disposición de efluentes tratados. El reuso está siendo muy aplicado en varias regiones; aunque la legislación relacionada a este tema se encuentra en un estado incipiente en el país. Con el objetivo de aportar elementos técnicos a las decisiones políticas sobre el reuso, una red de universidades brasileñas viene desarrollando diversas investigaciones en esta área.

PALABRAS CLAVE: Reuso de aguas residuales, aguas grises, lodos, conservación del agua

ABSTRACT: This paper presents an overview on wastewater reuse in agriculture fields, aquaculture, industrial plants, buildings and urban areas. The subject has received increasing attention from Brazilian authorities due to water shortages in some regions and raising costs burdened by water users. These costs apply to water withdrawals and diversions from water bodies and the disposal of treated effluents. Reuse is being practiced in many regions now, although regulation is still incipient. Presently, a network of Brazilian universities is conducting research in order to support decision makers on public policies on reuse.

KEY-WORDS: Wastewater reuse; graywater; sludge; water conservation

INTRODUCCIÓN

El reuso de aguas residuales, aguas grises y lodos ha despertado un gran interés en el Brasil durante los últimos años por dos razones: escasez y costos asociados al agua. Aunque el país presente una de las mejores disponibilidades hídricas anuales *per capita* promedio del mundo ($35732 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), el agua está distribuida de manera desigual en el territorio, existiendo abundancia en algunas regiones y escasez en otras. Por ejemplo, mientras que en el Estado de Pará la disponibilidad hídrica es de $204491 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$, en el Estado de Pernambuco ésta es de apenas $1270 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ (Tundisi, 2003). Disponibilidades por debajo de 2000 y $1000 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$ indican, respectivamente, insuficiencia y severa escasez de agua (Banco Mundial, 1992).

Inclusive en regiones con disponibilidades de agua consideradas altas, problemas de escasez pueden aparecer debido a las elevadas demandas de agua para un determinado uso. Un ejemplo ocurre en la Cuenca

del Río Santa María en el Estado de Rio Grande do Sul. A pesar de que la región posee una disponibilidad hídrica anual promedio alta ($19792 \text{ m}^3 \cdot \text{hab}^{-1} \cdot \text{año}^{-1}$), se observa en periodos de sequía una interrupción en el flujo de este río debido a la gran cantidad de agua retirada de su cauce para el riego de arroz (Benetti, 2007).

Además de la cuestión cuantitativa, los costos del agua tratada y de la disposición de efluentes en los cuerpos hídricos han motivado a muchos usuarios, especialmente a las industrias, a conservar y reusar efluentes tratados. Este incentivo comenzó con la promulgación de la Ley N° 9433/97, que estableció la Política Nacional de Recursos Hídricos (Brasil, 1997). Para muchos usuarios se volvió ventajoso reusar efluentes tratados, permitiendo ahorros sustanciales en los costos del agua.

El interés del Brasil por el reuso de efluentes se ha visto reflejado en el incentivo a proyectos de investigación sobre el tema. En este sentido, se destacan

las iniciativas del Programa de Investigación en Saneamiento Básico (PROSAB), de la Financiadora de Estudios y Proyectos (FINEP), del Consejo Nacional de Desarrollo Científico y Tecnológico (CNPq) y de la Caja Económica Federal (CEF). Este programa se encuentra en su quinta edición y sus publicaciones están disponibles en la dirección de internet: www.finep.gov.br/prosab/index.html. El interés por el reuso y conservación del agua ha motivado también a asociaciones de industriales y agencias gubernamentales a publicar manuales de orientación sobre el tema con el fin de divulgar sus potenciales y limitaciones. Por ejemplo, la Federación de Industrias del Estado de São Paulo publicó su “Manual de Conservación y Reuso del Agua en la Industria” (FIESP, 2004). La Universidad de São Paulo creó el CIRRA (Centro Internacional de Referencia en Reuso del Agua) con el objetivo de desarrollar tecnologías, entrenar y divulgar oportunidades en las áreas de conservación y reuso del agua en el Brasil (www.usp.br/cirra/). El reuso de las aguas residuales también ha sido tema de talleres en simposios sobre el uso del agua en la agricultura (Benetti, 2006).

En el Brasil el Consejo Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) constituyó un Grupo Técnico sobre el Reuso del Agua. A partir de las recomendaciones de este grupo, el CNRH aprobó la Resolución N° 54, del 28 de noviembre de 2005, la cual define las siguientes modalidades de reuso directo no potable del agua (Brasil, 2005a):

- Reuso para fines urbanos: irrigación paisajística, lavado de espacios públicos y vehículos, desobstrucción de tuberías, construcción civil, edificaciones y combate de incendios.
- Reuso para fines agrícolas y forestales: aplicación para producción agrícola y cultivo de bosques plantados.
- Reuso para fines ambientales: implantación de proyectos de recuperación del medio ambiente.
- Reuso para fines industriales: reuso en procesos, actividades y operaciones industriales.
- Reuso para acuicultura: crianza de peces o cultivo de vegetales acuáticos.

A continuación se describen algunas iniciativas y estudios realizados en el Brasil con relación al reuso de aguas residuales, aguas grises y lodos en la agricultura y acuicultura, en industrias y en edificaciones urbanas.

UTILIZACIÓN DEL AGUA EN LA AGRICULTURA

Demanda de agua en la agricultura brasileña

En el Brasil, la demanda media de agua para la irrigación corresponde al 65% de la demanda total. Sin embargo este valor promedio presenta variaciones acentuadas en las diversas cuencas dependiendo, principalmente, de su grado de industrialización. Por ejemplo, en la Cuenca del Atlántico Este, la más industrializada del país, la demanda para irrigación es de apenas 7% del total, mientras que en la Cuenca de Río Uruguay la irrigación utiliza el 90% del agua captada (Lima *et al.*, 1999).

La figura 1 ilustra el crecimiento de las áreas irrigadas en el Brasil a partir del año de 1950. En 40 años (1950 – 1990), el área irrigada se multiplicó 25 veces. En la década de los noventa, hubo una reducción en dicho crecimiento. El total irrigado en el año 2000, próximo a 3 millones de hectáreas, corresponde a menos del 10% del potencial del área irrigable del Brasil. Considerando las crecientes dificultades en atender las enormes cantidades de agua demandadas por la irrigación, el reuso de aguas residuales domésticas tratadas en la agricultura surge como una alternativa atrayente, aunque el volumen total de aguas residuales sea pequeño en relación a las necesidades de agua para la irrigación. Especialmente en las regiones más carentes de agua, como el semi-árido brasileño, la irrigación es tratada como un instrumento esencial de política pública para el desarrollo económico y social.

Requerimientos de calidad de agua

Los constituyentes presentes en las aguas residuales domésticas que presentan efectos potenciales negativos a la salud pública y a los recursos hídricos son descritos en la tabla 1. De los contaminantes presentados en esta tabla, Meybeck y Helmer (1992) indican que el contenido de sales es el principal limitante para el reuso de agua en la irrigación, seguido por organismos patógenos, sólidos suspendidos, metales en trazas y microcontaminantes orgánicos. Según estos autores, la materia orgánica y los nutrientes pueden ser benéficos para la irrigación.

El grado de tratamiento de las aguas residuales requerido depende de la calidad exigida para el agua de irrigación. Esta, a su vez, depende de la legislación que regula el uso de las aguas residuales en la agricultura. Hasta el momento, el Brasil no dispone de una legislación específica que regule la utilización de aguas residuales en la agricultura. La referida Resolu-

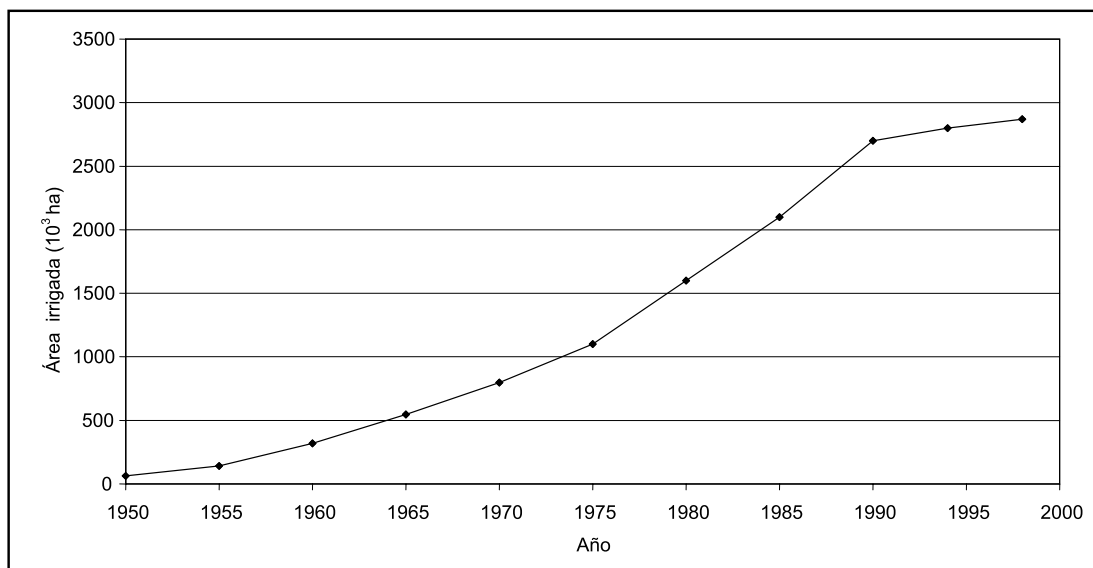


FIGURA 1. Evolución del área irrigada en el Brasil (Lima et al., 1999)

ción N° 54 del CNRH no especifica los estándares de calidad para aguas destinadas a la irrigación. Por otro lado, el Consejo Nacional del Medio Ambiente (CONAMA) a través de su Resolución N° 357/2005, estableció los niveles de calidad a ser atendidos por aguas de manantiales utilizados para diversos fines (Brasil, 2005b). Estos estándares son vistos más como un objetivo a ser alcanzado que como una realidad encontrada en los manantiales. De esta forma, no

hay una penalización, o inclusive una prohibición, del uso de agua para determinado fin, inclusive si su calidad está fuera de los estándares establecidos por la Resolución N° 357/2005.

La tabla 2 presenta, por grupo de cultivos, la calidad que el agua de una fuente debe tener para ser usada en irrigación, de acuerdo con la Resolución N° 357/2005, además de ejemplos de límites de concentraciones establecidos para algunos contaminantes.

TABLA 1

Constituyentes presentes en aguas residuales domésticas que presentan posibles efectos perjudiciales a la salud pública y a los recursos hídricos (Metcalf & Eddy, 2003)

Constituyente	Importancia
Sólidos suspendidos	Formación de bancos de lodos y condiciones anaerobias en los lechos de los manantiales de agua.
Materia orgánica biodegradable	Compuesta básicamente por proteínas, carbohidratos y aceites y grasas. Su estabilización consume el oxígeno disuelto en el agua, pudiendo llevar al manantial a alcanzar condiciones sépticas.
Microorganismos patógenos	Transmisores de enfermedades contagiosas.
Nutrientes	Las descargas de nitrógeno, fósforo y carbono en ambientes acuáticos ocasionan crecimiento acelerado de algas y cianobacterias.
Compuestos orgánicos refractarios	Compuestos que resisten a los métodos convencionales de tratamiento de aguas residuales, incluyendo fenoles, pesticidas y tensoactivos
Contaminantes prioritarios	Compuestos orgánicos e inorgánicos de toxicidad aguda y sospechosos o comprobadamente cancerígenos o teratogénicos.
Metales pesados	Presentan toxicidad por encima de determinadas concentraciones.
Compuestos inorgánicos disueltos	El uso del agua en las ciudades aumenta el contenido de sales que se encuentran originalmente disueltas en la fuente de agua.

TABLA 2

Clases de calidad para aguas utilizadas en irrigación de diversos cultivos (Brasil, 2005b)

Uso	Clase de Calidad	Ejemplos de límites de concentración establecidos
Irrigación de hortalizas que son consumidas crudas y de frutas que se desarrollan próximas al suelo y que son ingeridas sin remoción de películas	Clase 1	Coliformes fecales $\leq 200/100$ mL Turbiedad ≤ 40 UNT DBO(5 días, 20°C) $\leq 3,0$ mgL ⁻¹ Sólidos Disueltos Totales ≤ 500 mgL ⁻¹ Mercurio $\leq 0,2$ µg ⁻¹ Hg 2,4-D $\leq 4,0$ µg ⁻¹
Irrigación de hortalizas, plantas frutales y de parques, jardines, campos de deporte y recreación, con los cuales el público pueda tener contacto	Clase 2	Coliformes fecales $\leq 1000/100$ mL Turbiedad ≤ 100 UNT DBO(5 días, 20°C) $\leq 5,0$ mgL ⁻¹ Sólidos Disueltos Totales ≤ 500 mgL ⁻¹ Mercurio $\leq 0,2$ µg ⁻¹ Hg 2,4-D $\leq 4,0$ µg ⁻¹
Irrigación de cultivos de árboles, cereales y forraje	Clase 3	Coliformes fecales $\leq 2500/100$ mL Turbiedad ≤ 100 UNT DBO(5 días, 20°C) $\leq 10,0$ mgL ⁻¹ Sólidos Disueltos Totales ≤ 500 mgL ⁻¹ Mercurio $\leq 0,2$ µg ⁻¹ Hg 2,4-D $\leq 30,0$ µg ⁻¹

Experiencias en el reuso de efluentes y lodos

Reuso de efluentes tratados en la irrigación y en la acuicultura

Registros oficiales de proyectos de reuso de aguas residuales en la irrigación son raros en el Brasil. Andrade Neto (1992) presentó ejemplos de utilización de aguas residuales en irrigación de maíz, sandía, calabaza y pastos en la región del nordeste brasileño. El reuso más común es el indirecto, a través de la captación de aguas en manantiales que reciben aguas residuales no tratadas. Por otro lado, en el Brasil todavía existe un importante déficit en la recolección y el tratamiento de aguas residuales. Por ejemplo, en el año 2000, apenas un 33.5% de los domicilios del país eran atendidos por la red de alcantarillado y solamente 14% de los distritos poseían planta de tratamiento de aguas residuales (IBGE, 2002).

A través del apoyo del Programa de Investigación en Saneamiento Básico (PROSAB), un conjunto de universidades, organizadas en una red, desarrollaron investigaciones enfocadas a la utilización de aguas residuales en la irrigación, cultivos hidropónicos y piscicultura. La experiencia fue consolidada con la publicación de un libro (Bastos, 2003). Con respecto a la irrigación, los estudios concluyeron que las lagunas de estabilización bien diseñadas y operadas pueden producir efluentes dentro del estándar recomendado por la Organización Mundial de la Salud (OMS) para irrigación sin restricciones, que es de menos de 10^3 coliformes fecales (CF)/mL como promedio geométrico durante el periodo de irrigación. Hortalizas irrigadas con efluentes tratados con esta calidad fueron aceptables para consumo humano. Los tanques de piscicultura que recibieron efluentes tratados conteniendo hasta 10^3 CF/mL produjeron peces libres de organismos indicadores de contaminación y patógenos. Las investigaciones indicaron que la carne y la leche de bovinos y caprinos alimentados con forrajeras irrigadas con efluentes del tratamiento anaerobio no fueron infectadas o contaminadas (Bastos y Marques, 2003).

Los estudios en esta área han tenido continuidad y están siendo desarrolladas investigaciones sobre el reuso en plantaciones de eucaliptos, rosales, cultivos hidropónicos de forrajeras, maíz, caña de azúcar, pastos, flores tropicales, papaya y piscicultura (PROSAB, 2007a).

Reuso de lodos en la agricultura

Métodos de tratamiento de aguas residuales como lodos activados y filtros biológicos producen lodos, los cuales son suspensiones con contenidos de sólidos variando entre 0,5% y 1%. Estos lodos requieren de una estabilización antes de que puedan ser dispuestos en el ambiente. El método de estabilización más común en las plantas de tratamiento es la digestión anaerobia, la cual convierte carbono orgánico en metano (CH_4) y carbono inorgánico (CO_2). Cuando la digestión anaerobia se realiza en reactores con tiempos de residencia superiores a 15 días y temperaturas entre 35 y 55 °C, promueve una significativa reducción de organismos patógenos, presentando un uso potencial en la agricultura como acondicionador de suelos o como promovedor de nutrientes para plantas.

La planeación del uso del llamado “biosólido” en la agricultura debe considerar los siguientes aspectos: (1) la presencia de metales pesados, (2) el tipo de tratamiento dado al biosólido, (3) las áreas agrícolas donde será aplicado, (4) la tasa de aplicación en el suelo, (5) el transporte, manipulación, almacenamiento y aplicación y (6) el seguimiento del suelo (Tsutiya, 2002). En São Paulo, lodos tratados provenientes de las plantas de tratamiento de aguas residuales (PTAR) de las ciudades de Franca y Jundiá son vendidos a los agricultores para su aplicación en los cultivos de caña y café. Existe un excelente mercado para los biosólidos, tornándose un bien con valor económico y con potencial para la generación de ganancias (Tavares, 2003).

En el Brasil, la Compañía de Tecnología de Saneamiento Ambiental fue pionera en la regulación para la aplicación de lodos de plantas de tratamiento en suelos (CETESB, 1999). Recientemente el CONAMA aprobó la Resolución N° 375/2006, con aplicación en todo el territorio nacional. Esta resolución define criterios y procedimientos para el uso agrícola de lodos provenientes de plantas de tratamiento (Brasil, 2006).

La Resolución N° 375/2006 establece que los lodos generados en las PTAR, deberán presentar reducción de organismos patógenos y en su atracción a vectores que transmiten enfermedades con el fin de tener uso agrícola. También establece los requisitos mínimos de calidad del lodo relacionados con sustancias inorgánicas y agentes patógenos. De igual manera, esta Resolución determina que cultivos son aptos para recibir los lodos y presenta restricciones en

lugares donde el lodo no puede ser aplicado, como por ejemplo en Áreas de Preservación Permanente (APP) y áreas agrícolas con declive mayor al 10% para el caso de aplicación superficial sin incorporación. La tabla 3 presenta las concentraciones máximas de patógenos para los dos tipos de lodos clasificados, A y B.

Los procesos fijados por la Resolución N° 375 para la reducción significativa de patógenos, reducción adicional de patógenos y atracción de vectores se basaron en lo establecido por la Agencia de Protección Ambiental de los Estados Unidos (U.S.EPA – 40 CFR PART 503 – Appendix B, Federal Register, del 19 de febrero de 1993). Son los siguientes procesos los establecidos:

I – Procesos de reducción significativa de patógenos

a) Digestión aerobia: con aire u oxígeno con residencias mínimas de 40 días a 20 °C, o 60 días a 15 °C;

b) Secado en lecho de arena o en patios, pavimentados o no, durante un periodo mínimo de tres meses;

c) Digestión anaerobia por un periodo mínimo de 15 días a 33-35 °C o de 60 días a 20 °C;

d) Compostaje por cualquiera de uno de los métodos citados, siempre y cuando la biomasa alcance una temperatura mínima de 40 °C, durante por lo menos 5 días, con la ocurrencia de un pico de 55 °C lo largo de 4 horas consecutivas;

e) Estabilización con cal, mediante la adición de una cantidad suficiente para que el pH sea elevado

a por lo menos 12, por un periodo mínimo de dos horas.

II – Procesos de reducción adicional de patógenos

a) Compostaje confinado o en surcos aireados (3 días a 55 °C como mínimo), o con mezcla de surcos (15 días a 55 °C como mínimo, con mezcla mecánica de los surcos durante por lo menos 5 días a lo largo de los 15 del proceso);

b) Secado térmico directo o indirecto para reducir la humedad del lodo a 10% o menos, debiendo la temperatura de las partículas del lodo superar 80°C;

c) Tratamiento térmico por calentamiento del lodo líquido a 180 °C, como mínimo, durante 30 minutos;

d) Digestión aerobia termofílica, con aire u oxígeno, con tiempos de residencia de 10 días a temperaturas de 55 a 60 °C;

e) Procesos de irradiación con rayos beta y dosis mínimas de 1 megarad a 20 °C, o con rayos gamma a la misma intensidad y temperatura, a partir de isótopos de cobalto 60 o cesio 137;

f) Procesos de pasteurización, por la manutención del lodo a una temperatura mínima de 70 °C, por un periodo de por lo menos 30 minutos;

III – Procesos para reducción de atracción de vectores

En este apartado se indican los criterios a ser cumplidos para la verificación de la aceptabilidad del proceso en lo que se refiere a la atracción de vectores. Son definidos los criterios con relación a

TABLA 3
Concentración de organismos patógenos para las clases de lodos de aguas residuales domésticas (Brasil, 2006)

Tipo de lodo de aguas residuales o producto derivado	Concentración de patógenos
A	Coliformes termotolerantes < 10 ³ NMP / g de ST Huevos viables de helmintos < 0,25 huevos / g de ST <i>Salmonella</i> : ausencia en 10 g de ST Virus < 0,25 UFP o UFC / g de ST
B	Coliformes termotolerantes < 10 ⁶ NMP / g de ST Huevos viables de helmintos < 10 huevos / g de ST

NMP = Número Más Probable; ST = Sólidos Totales; UFC = Unidad Formadora de Colonia; UFP = Unidad Formadora de Placa

la digestión anaerobia, aerobia, compostaje, estabilización química, secado, aplicación subsuperficial e incorporación al suelo. Por ejemplo, en el caso de la digestión anaerobia, el criterio a ser cumplido es la reducción de sólidos volátiles (SV) en un 38% o más con relación a la concentración de SV en el afluente del proceso.

REUSO EN LA INDUSTRIA

La Política Nacional de Recursos Hídricos, instaurada por la Ley N° 9433 del 8 de enero de 1997, establece el cobro por el uso de los recursos hídricos como uno de sus instrumentos (Brasil, 1997). El cobro es realizado en las derivaciones, captaciones y extracciones de agua y en las descargas de aguas residuales y demás residuos líquidos a los cuerpos de agua. Al mismo tiempo que deben pagar por la captación de agua y la disposición de efluentes, las industrias tienen la obligación de tratar sus efluentes para remover contaminantes que puedan causar daños a la salud pública y a los ecosistemas, debiendo atender los estándares de emisión establecidos en la legislación federal y estatal. Estos requerimientos dieron un gran incentivo a la conservación del agua y al reuso de las aguas residuales tratadas dentro de las industrias. Por ejemplo, Feres et al. (2007) concluyeron que el cobro por el uso del agua incentivó a las industrias a adoptar prácticas de reuso y reducción de la demanda del agua, según informaciones recolectadas en 447 industrias localizadas en la Cuenca del Río Paraíba do Sul.

En el Estado de São Paulo, la Ley N° 12183 del 29 de diciembre de 2005, estableció los procedimientos para la fijación de los límites de cobro por el uso del agua (São Paulo, 2005). El Decreto N° 50667 del 30 de marzo de 2006, define la ecuación para el cálculo del valor a ser cobrado (São Paulo, 2006). El precio final es calculado a través de la ecuación (1).

$$C = C_{\text{capt}} + C_{\text{cons}} + C_{\text{eff}} \quad (1)$$

donde: C = costo total [R\$]

C_{capt} = costo debido a la captación del agua [R\$]

C_{cons} = costo debido al consumo del agua [R\$]

C_{eff} = costo debido a la disposición de los efluentes en los cuerpos hídricos [R\$]

Los costos de captación, consumo y disposición de los efluentes son calculados por las ecuaciones (2) a (4).

$$C_{\text{capt}} = \text{PUF}_{\text{capt}} \cdot Q_{\text{capt}} \quad (2)$$

$$C_{\text{cons}} = \text{PUF}_{\text{cons}} \cdot Q_{\text{cons}} \quad (3)$$

$$C_{\text{eff}} = \sum \text{PUF}_{\text{par}(x)} \cdot Q_{\text{par}(x)} \quad (4)$$

donde: PUF_{capt} , PUF_{cons} = precios unitarios finales para captación y consumo de agua [R\$/m³]

$\text{PUF}_{\text{par}(x)}$ = precios unitarios finales debidos a DBO, DQO, sólidos sedimentables y carga inorgánica en el efluente [R\$/kg];

Q_{capt} y Q_{cons} = caudales de captación y consumo, respectivamente [m³/día]; y

$Q_{\text{par}(x)}$ = Q_{DBO} , Q_{DQO} , Q_{SS} , Q_{CI} = cargas de DBO, DQO, sólidos sedimentables y carga inorgánica, dadas por el producto entre caudal y concentración [kg/día].

El caudal de consumo corresponde a la diferencia entre el volumen captado y el volumen de efluente lanzado al cuerpo receptor, siendo calculado por la ecuación (5).

$$Q_{\text{cons}} = \text{FC} \cdot Q_{\text{capt}} \quad (5)$$

$$\text{FC} = \frac{Q_{\text{capt}} - Q_{\text{eff}}}{Q_{\text{capt}}} \quad (6)$$

Los precios unitarios finales de las ecuaciones (2) a (4), a vez, son calculados por las ecuaciones (7) a (9).

$$\text{PUF}_{\text{capt}} = \text{PUB}_{\text{capt}} \cdot (X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot \dots \cdot X_{13}) \quad (7)$$

$$\text{PUF}_{\text{cons}} = \text{PUB}_{\text{cons}} \cdot (X_1 \cdot X_2 \cdot X_3 \cdot \dots \cdot X_{13}) \quad (8)$$

$$\text{PUF}_{\text{par}(x)} = \text{PUB}_{\text{par}(x)} \cdot (Y_1 \cdot Y_2 \cdot Y_3 \cdot \dots \cdot Y_9) \quad (9)$$

donde: X_i = coeficientes ponderadores para captación, extracción, derivación y consumo de agua; Y_i = coeficientes ponderadores para los parámetros de carga lanzada.

Los coeficientes ponderadores son definidos en el Decreto N° 50667/2006. Por ejemplo X_1 depende de la naturaleza del cuerpo de agua (superficial o subterráneo), X_2 de la clase de uso que se le da al recurso hídrico y Y_4 de la naturaleza de la actividad.

La gestión del agua en las industrias es hecha a través de la gestión de la demanda y la oferta. El control de pérdidas de agua y la modificación a procesos industriales que usen menos agua son ejemplos de la gestión de la demanda. Por otro lado, la gestión de la oferta engloba el reuso de los efluentes tratados y el uso de las aguas pluviales captadas dentro del área de la industria. Como ya fue mencionado, el costo del agua y la disposición de efluentes hicieron que muchas industrias pasaran a hacer reuso, aunque parcial, de sus efluentes.

Un estudio realizado para simular el cobro por el uso del agua en 2311 industrias del Estado de São Paulo estimó una demanda de $112,75\text{m}^3\text{s}^{-1}$, con un retorno de $83,47\text{m}^3\text{s}^{-1}$ como efluente y consumo de $29,28\text{m}^3\text{s}^{-1}$. Sin reuso, el costo total simulado para la captación, consumo y retorno de efluentes fue de R\$ 4.340.000 por día (el equivalente a US\$2.170.000). Para el caso en que 50% del efluente tratado es reusado, el costo diario se reduce a R\$1.780.000 (el equivalente a US\$890.000). Por tanto un ahorro del 60% en el costo del agua puede ser obtenido de acuerdo con la simulación (Hespanhol, 2007). Un aspecto muy importante en este análisis es que el costo unitario del agua cobrado por la compañía de saneamiento de las empresas es mayor que el costo del gasto para tratar el efluente. Por ejemplo, Hespanhol (2007) presenta los siguientes datos de costo:

- ≈ Costo del agua potable del acueducto público: R\$ 2,24/ m^3 a R\$ 8,75/ m^3
- ≈ Costo del agua de reuso (efluente tratado) de la compañía de saneamiento: R\$ 1,39/ m^3 a R\$ 1,89/ m^3
- ≈ Costo de reuso con efluentes tratados de la industria: R\$ 0,80/ m^3 a R\$ 1.20/ m^3

Se observa que los costos de reuso con efluentes tratados por las empresas son menores que las otras opciones. Considerando estos aspectos, muchas industrias en el Brasil ya presentan programas para reuso, al menos parcial, de sus efluentes. La tabla 4 muestra la demanda de agua en sectores industriales del Estado de São Paulo en los años 1990 y 2000. Se observa que hubo una reducción de consumo del orden del 15%, tendencia que se acentuó en los años siguientes.

Las aguas de enfriamiento son la principal aplicación de reuso de muchas industrias. En este proceso, el agua caliente es recirculada y enfriada en un intercambiador de calor. Efluentes tratados son usados para reponer el agua que fue evaporada o descartada. Se debe tener cuidado de que el efluente usado no cause corrosión, precipitación de compuestos, taponamientos y crecimiento de bio-películas en las superficies de los intercambiadores. Otras aplicaciones importantes en la industria son la irrigación de jardines y el lavado de superficies.

Muchas oportunidades de reuso del agua en plantas industriales pueden ser identificadas con las técnicas de “Tecnología Más Limpia”. Este enfoque tiene por objetivo prevenir la contaminación a través de la reducción del consumo de agua, energía y materiales, además de la generación de residuos en el proceso industrial, resultando en una disminución de costos e impactos sobre el ambiente (UNEP, 2004). El concepto de producción y consumo sustentables considera el ciclo entero del producto (diseño, materiales, producción, uso, reciclado) para reducir su impacto ambiental.

Los Programas de las Naciones Unidas para el Desarrollo Industrial (UNIDO) y Medio Ambiente

TABLA 4
Demanda de agua en sectores industriales del Estado de São Paulo (Hespanhol, 2007)

Sector Industrial	Captación de agua (m^3/s)	
	1990	2000
Azúcar y Alcohol	46,24	42,30
Química y Petroquímica	17,97	15,90
Papel y Celulosa	13,20	11,60
Metalúrgica	10,64	7,00
Alimentos y Bebidas	10,55	6,70
Textil	4,19	4,00
Total	102,79	87,50

(UNEP) han establecido 24 centros en todo el mundo para el desarrollo de tecnologías de producción más limpia. El objetivo de estos centros es desarrollar capacidades locales de implementación de dichas técnicas en países en vías de desarrollo y en economías de transición. En el Brasil, el Centro Nacional de Tecnologías Limpias (CNTL) está asociado al Servicio Nacional de Aprendizaje Industrial (SENAI), localizado en la ciudad de Porto Alegre, Estado de Rio Grande do Sul (www.senairs.org.br/cntl).

REUSO EN EDIFICACIONES Y ÁREAS URBANAS

En áreas urbanas el reuso de efluentes tratados ocurre principalmente en usos no potables. Ejemplos de actividades con potencial para reuso son el lavado de vehículos de transporte público, de pistas de aeropuertos y de calles, irrigación de parques, tanques de reserva para incendios y control de polvo.

Actualmente existe mucho interés en el Brasil por la utilización de las aguas grises, que son los efluentes líquidos que fueron segregados de las descargas sanitarias. Una separación más completa es posible si, además de los efluentes de los sanitarios, los efluentes de las cocinas fueran también separados. En este caso, las aguas se llaman aguas grises claras. Son clasificadas también las aguas amarillas (solamente orina) y marrones (solamente heces, sin orina).

El Brasil todavía no dispone de una legislación que regule la calidad de las aguas grises con miras a su reaprovechamiento. Sin embargo, algunas ciudades ya prevén su reutilización. En Curitiba, por ejemplo, la Ley N° 19785 del 18 de septiembre de 2003, que crea el “Programa de Conservación y Uso Racional del Agua en las Edificaciones” establece que las aguas grises deben ser conducidas a través de una tubería separada, a un tanque destinado a suplir las descargas de los sanitarios. Solamente después de dicha utilización, las aguas residuales pueden ser descargadas a la red pública (Curitiba, 2003). En la ciudad de São Paulo, la Ley N° 13309 del 1 de febrero de 2002, prevé el uso del agua de reuso, no potable, proveniente de las plantas de tratamiento de aguas residuales, en el lavado de calles, paseos y plazas públicas, así como en la irrigación de jardines y campos deportivos. No obstante, la calidad del agua no fue definida por la ley.

Investigaciones han sido realizadas con el fin de conocer la composición física, química y microbiológica de las aguas grises. La tabla 5 muestra la composición de efluentes de lavadoras (1°, 2° y 3° ciclo), duchas con lavabo y efluente combinado de una instalación sanitaria experimental construida en el Campus de la Universidad de São Paulo (USP).

Bazzarrela y Gonçalves (2006), en una investigación desarrollada en la Universidad Federal de Espírito Santo (UFES), midieron las concentraciones

TABLA 5
Composición física, química y bacteriológica de aguas grises en la instalación experimental de la USP (May e Hespanhol, 2006)

Parámetro	ML 1° ciclo	ML 2° ciclo	ML 3° ciclo	Ducha Lavabo	Combinado
Color (uH)	527	94	59	642	303
pH	9,2	7,9	7,1	6,4	8,5
Turbiedad (UNT)	40	13	7	85	27
SDT (mgL ⁻¹)	962	177	99	207	363
DBO ₅ (mgL ⁻¹)	203	48	24	176	114
DQO (mgL ⁻¹)	609	117	61	376	276
Col. Totales (NMP/100mL)	1,0 · 10 ⁴	3,2 · 10 ³	390	6,8 · 10 ³	5,7 · 10 ³
Col. Fecales (NMP/100mL)	4,4 · 10 ³	8	6	3,3 · 10 ³	3,9 · 10 ³

ML= máquina lavadora

TABLA 6

Composición física, química y bacteriológica de aguas grises en la instalación experimental de la UFES (Bazzarella e Gonçalves, 2006)

Parámetro	Lavabo	Ducha	Tanque	Máquina Lavadora	Cocina	Mezcla
pH	8,0	7,3	8,8	9,1	5,1	7,1
Turbiedad (NTU)	158	109	299	58	250	166
Conductividad ($\mu\text{S}\cdot\text{cm}^{-1}$)	116	124	938	524	528	430
Dureza ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	44	30	56	39	12	21
DBO ₅ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	265	165	570	184	633	571
DQO ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	653	582	1672	521	1.712	857
SST ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	146	103	221	53	336	134
O & G ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	82	95	188	24	176	101
P _T ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,6	0,2	17,7	14,4	9,1	9
N-NH ₃ ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,5	0,8	3,8	1,5	2,5	1,9
NTK ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	5,6	3,4	10,3	3,6	13,7	6,6
Sulfuro ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	0,11	0,09	0,09	0,11	0,14	0,11
Sulfato ($\text{mg}\cdot\text{L}^{-1}$)	112	162	555	355	130	305
E. coli (NMP/100 mL)	10	2,6·10 ⁴	29	27	650	3,2·10 ⁴

medias de las aguas grises mostradas en la tabla 6. Se observa que la mezcla de todos los contribuyentes resulta en concentraciones altas de casi todos los parámetros analizados, indicando la necesidad de un tratamiento antes del reuso. Los resultados encontrados están por encima de los medidos en la instalación experimental de la USP.

El sindicato de la Industria de la Construcción Civil del Estado de São Paulo define clases de agua para el reuso, conforme se describe a continuación (ANA et al., 2005):

a) Agua de Reuso Clase 1

- ☒ Descarga de sanitarios, lavado de pisos y fines ornamentales (fuentes, espejos de agua, etc.)
- ☒ Lavado de ropas y vehículos

b) Agua de Reuso Clase 2

Los usos preponderantes están asociados a la construcción de edificaciones

- ☒ Lavado de agregados
- ☒ Preparación del concreto
- ☒ Compactación del suelo
- ☒ Control de polvo

c) Agua de Reuso Clase 3

- ☒ Irrigación de áreas verdes
- ☒ Riego de jardines

d) Agua de Reuso Clase 4

- ☒ Enfriamiento de equipos de aire acondicionado – torres de enfriamiento

Para cada clase son hechas recomendaciones de las concentraciones máximas de los parámetros físicos, químicos y bacteriológicos. Además de esto, se describen exigencias cualitativas mínimas que el agua de reuso debe presentar para el uso no potable en edificios. Estas exigencias varían de acuerdo a la destinación que es dada al agua de reuso, que puede ser: irrigación, riego de jardines, lavado de pisos, descarga de sanitarios, refrigeración y sistemas de aire acondicionado, lavado de vehículos, lavado de ropa, uso ornamental, preparación de argamasa, concreto, control de polvo y compactación del suelo. Por ejemplo, el agua de reuso utilizada para los sanitarios debe presentar las siguientes propiedades:

- ☒ No debe tener mal olor
- ☒ No debe ser abrasiva

-  No debe manchar las superficies
-  No debe deteriorar los metales sanitarios
-  No debe propiciar infecciones o contaminación por microorganismos perjudiciales a la salud humana

Dentro del ámbito del Programa de Investigación en Saneamiento Básico, estudios sobre el tema de reuso de efluentes en edificaciones continúan teniendo apoyo financiero de las agencias gubernamentales. Están en desarrollo investigaciones sobre el manejo de aguas amarillas, de aguas negras y de aguas grises en edificaciones urbanas y los tratamientos requeridos para su utilización segura (PROSAB, 2007b).

CONCLUSIONES

El reuso de aguas residuales, aguas grises y lodos ha despertado un creciente interés en el Brasil debido a la escasez de agua que se constata en algunas regiones del país y al aumento en los costos del agua y en la disposición final de efluentes en cuerpos hídricos.

La legislación que regula la práctica de reuso todavía es incipiente en el país. No obstante, en los últimos años, incentivos gubernamentales han permitido a una red de universidades brasileñas desarrollar investigaciones que permitirán dar soporte técnico a las políticas públicas sobre el reuso.

Independientemente de la legislación, en muchos casos el reuso está siendo practicado de manera directa o indirecta en la agricultura, industrias, edificaciones y áreas urbanas. Manuales de orientación han sido publicados con el fin de establecer parámetros para la elaboración de proyectos que permitan la adopción de prácticas seguras de reuso.

Las prácticas de conservación del agua y reuso de agua servidas ya son consideradas como uno de los instrumentos para la gestión del agua en cuencas hidrográficas en el Brasil. Esta tendencia continuará creciendo en los próximos años en la medida en que se intensifiquen las presiones sobre el uso de los recursos hídricos debidos a los crecimientos de la población, de las áreas irrigadas y de la producción industrial.

Referências

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS – ANA; FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – FIESP; SINDICATO DA INDÚSTRIA DA CONSTRUÇÃO CIVIL DO ESTADO DE SÃO PAULO – SINDUSCON. **Conservação e reúso da água em edificações**. São Paulo, 2005.

ANDRADE NETO, C. O. de. O uso de esgotos sanitários e efluentes tratados na irrigação. In: CONGRESSO NACIONAL DE IRRIGAÇÃO E DRENAGEM – CONIRD-ABID, 9., 1991, Natal. **Anais...** Fortaleza: Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, 1992. v. 2, p. 1961-2006.

BANCO MUNDIAL. **World development report 1992: development and the environment**. New York: Oxford University Press, 1992.

BASTOS, R. K. X. (coord.) **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. (Programa de Pesquisa em Saneamento Básico 3 – Esgoto)

BASTOS, R. K. X.; MARQUES, M. O. Utilização de esgoto tratado em fertirrigação, hidroponia e piscicultura – uma análise crítica. In: BASTOS, R. K. X. (coord.). **Utilização de esgotos tratados em fertirrigação, hidroponia e piscicultura**. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. cap. 8.

BAZZARELLA, B. B.; GONÇALVES, R. F. Produção de água de reúso predial através de tratamento anaeróbio-aeróbio de água cinza. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERÍA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30, 2006, Punta del Este, Uruguay. **Anais...** Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental - AIDIS. 2006. 1 CD.

BENETTI, A. D. Reúso de águas residuárias na agricultura: cenário atual e desafios a serem enfrentados. In: SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE O USO DA ÁGUA NA AGRICULTURA, 2, 2006. Passo Fundo, RS. **Anais...** Universidade de Passo Fundo. 2006. 1 CD.

BENETTI, A. D. Análise da demanda e disponibilidade de água em bacia hidrográfica considerando vazões naturais. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007. 1 CD.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Lei nº 9.433, de 8 de Janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Brasília, DF, 1997. (Disponível em: www.mma.gov.br/port/srh/politica/legislacao/corpo.html).

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional de Recursos Hídricos. Resolução Nº54, de 28 de novembro de 2005. Estabelece modalidades, diretrizes e critérios gerais para a prática de reuso direto não potável da água. Brasília, DF, 2005a.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, DF, 2005b. (Disponível em: www.mma.gov.br/conama/)

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução Nº375, de 29 de agosto de 2006. Define critérios e procedimentos, para o uso agrícola de lodos de esgoto gerados em estações de tratamento de esgoto sanitário e seus produtos derivados, e dá outras providências. Brasília, DF, 2006. (Disponível em: www.mma.gov.br/conama/)

COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL – CETESB. **Aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico em áreas agrícolas – critérios para projeto e operação**. Manual Técnico. São Paulo, 1999.

CURITIBA. Câmara Municipal. Lei Nº 10.785 de 18 de setembro de 2003. Cria no Município de Curitiba o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações - PURAE. Curitiba, 2003. (Disponível em: www.recicloteca.org.br)

FEDERAÇÃO DAS INDÚSTRIAS DO ESTADO DE SÃO PAULO – FIESP. **Conservação e reúso da água**. Manual de orientações para o setor industrial. São Paulo, 2004.

FÉRES, J. G.; THOMAS, A.; REYNAUD, A. Reúso de água nas indústrias da bacia do rio Paraíba do Sul. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2007, São Paulo. **Anais...** Porto Alegre: Associação Brasileira de Recursos Hídricos, 2007. 1 CD.

HESPAHOL, I. **Notas do curso sobre redução e consumo de água**. Porto Alegre: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, Seção RS, 25 e 26 out. 2007.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa nacional de saneamento básico 2000**. Rio de Janeiro, 2002.

LIMA, J. E. F. W.; FERREIRA, R. S. A.; CHRISTOFIDIS, D. O uso da irrigação no Brasil. In: FREITAS, M. A. V. (org.) **O estado das águas no Brasil**: perspectivas de gestão e informação de recursos hídricos. Brasília: ANEEL, MME, MMA/SRH, OMM, PNUD, 1999. p. 73-82.

MAY, S.; HESPAHOL, I. Caracterização e tratamento de águas cinzas para consumo não potável em edificações. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE INGENIERIA SANITARIA Y AMBIENTAL, 30, 2006, Punta del Este, Uruguai. **Anais...** Asociación Interamericana de Ingeniería Sanitaria y Ambiental – AIDIS, 2006. 1 CD.

METCALF & EDDY, INC. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4th ed. New York: McGraw-Hill, 2003.

MEYBECK, M.; HELMER, R. An introduction to water quality. In: CHAPMAN, D. (ed.) **Water quality assessments: a guide to the use of biota, sediments and water in environmental monitoring**. London: Chapman & Hill, 1992. cap.1 (Published on behalf of UNESCO, WHO, UNEP).

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB 5. **Esgoto**. Desenvolvimento de pesquisas sobre tratamento de esgotos e reúso de águas residuárias, considerando a qualidade do efluente tratado para diversos usos produtivos e para atender aos padrões de lançamento estabelecidos pelo CONAMA. Rio de Janeiro: FINEP, CNPq, CEF, 2007a. Disponível em: www.finep.gov.br/prosab/index.html.

PROGRAMA DE PESQUISA EM SANEAMENTO BÁSICO – PROSAB 5. **Uso racional de água e energia**. Desenvolvimento de ferramentas para minimizar perdas de energia e água em sistemas de abastecimento; estudo do aproveitamento de fontes alternativas de água e do uso de dispositivos economizadores e desenvolvimento de sistemas alternativos de gerenciamento de águas residuárias em edificações urbanas. Rio de Janeiro: FINEP, CNPq, CEF, 2007b. Disponível em: www.finep.gov.br/prosab/index.html.

SÃO PAULO. Assembléia Legislativa. Lei Nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005. Dispõe sobre a cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo, os procedimentos para fixação dos seus limites, condicionantes e valores e dá outras providências. São Paulo, Diário Oficial do Estado, 30 dez. 2005.

SÃO PAULO. Secretaria de Recursos Hídricos, Saneamento e Obras (SRHSO). Decreto Nº 50.667, de 30 de março de 2006. Regulamenta dispositivos da Lei Nº 12.183, de 29 de dezembro de 2005, que trata da cobrança pela utilização dos recursos hídricos do domínio do Estado de São Paulo, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado**. São Paulo, 31 mar. 2006.

TAVARES, D. Lodo que vira adubo. **Globo Rural**. Rio de Janeiro, p. 57-62, abr. 2003.

TSUTIYA, M. T. Alternativas de disposição final de biosólidos. In: TSUTIYA, M. T. et al. (eds.). **Biosólidos na agricultura**. São Paulo: ABES, 2002.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: enfrentando a escassez**. São Carlos, SP: RiMA, 2003.

UNITED NATIONS ENVIRONMENT PROGRAMME (UNEP). (2004). **Saving water through sustainable consumption and production: a strategy for increasing resource use efficiency**. Division of Technology, Industry & Economics (DTIE)/Unep, Paris. Disponível em: www.unepie.org/pc/cp/reportspdf/GMEFwater.pdf/jetc/Publications/index_pub.asp.

Antônio Domingues Benetti Profesor Adjunto de Ingeniería Sanitaria y Ambiental del Instituto de Pesquisas Hidráulicas de la Universidad Federal do Rio Grande do Sul, IPH – UFRGS. E-mail: benetti@iph.ufrgs.br

Mônica Liliana Salazar Peláez Ingeniera Sanitaria de la Universidad de Antioquia (Medellín, Colombia). M.Sc. en Recursos Hídricos y Saneamiento Ambiental por el Instituto de Pesquisas Hidráulicas (IPH/UFRGS). Estudiante de Doctorado en el Instituto de Ingeniería, UNAM. E-mail: msalazarp@iingen.unam.mx

Desafios e oportunidades para a implementação do hidrograma ecológico

Christopher Souza
Sidnei Agra
Rutinéia Tassi
Walter Collischonn

RESUMO: Este artigo apresenta uma discussão quanto à viabilidade de implementação do hidrograma ecológico ao avaliar: seus métodos de determinação; práticas que concorrem para sua implementação, e; a realidade da política brasileira de gerenciamento de recursos hídricos e meio ambiente, no tocante à conservação de rios. Como resultado, uma estrutura mínima para sua implementação consistiria em: legitimar o ecossistema como usuário de água, com prioridade inferior aos humanos básicos apenas; ajustar o gerenciamento de recursos hídricos para considerar hidrogramas ecológicos; definir hidrogramas regionais típicos, como parâmetro para definições locais; classificar rios com relação às suas características prévias à intervenção humana na bacia, incluindo características geomorfológicas, ecológicas e hidrológicas; e elaborar programas de pesquisa e monitoramento de índices que contribuam para refinar estimativas iniciais de hidrogramas ecológicos ao longo de sua operação.

PALAVRAS-CHAVE: hidrograma ecológico, sustentabilidade ambiental, gerenciamento.

ABSTRACT: This paper presents some debate over the feasibility of applying environmental flows which mimic the natural regime through the assessment of: its prescription methods; water management techniques which would benefit its implementation, and; the Brazilian Water Resources and Environmental Management, especially fluvial systems conservation. As a result, the minimum framework to its implementation would consist of: legitimizing fluvial ecosystems as water resources users; setting management tools to consider environmental flows; establishing regional typical hydrographs, to serve as parameters to local definitions; classifying rivers based on its modification from undisturbed state, including geomorphological, ecological and hydrological aspects; developing research and monitoring programs to refine and evaluate the river status along its management.

KEYWORDS: environmental flows, instream.

INTRODUÇÃO

A gestão de recursos hídricos tem apresentado falhas na tentativa de preservar o meio ambiente. Como efeito da não-preservação de processos ecológicos, resultam prejuízos para atividades dependentes do meio, como a pesca e o turismo, caracterizando um problema de abrangência não só ambiental, mas também sócio-cultural. Um dos motivos para o insucesso na preservação do meio ambiente encontra-se na alteração de regimes hidrológicos, modificados tanto em suas características qualitativas (Pinay *et al.*, 2002) quanto quantitativas (Poff *et al.*, 1997; Bunn & Arthington, 2002; Nilsson & Svedmark, 2002). Esforços atuais, em sua maioria, buscam conservar apenas níveis de estiagem (Postel & Richter, 2003) compatíveis com os valores naturais observados.

Tentativas recentes (Richter *et al.*, 2006) de solucionar estas falhas remetem à manutenção do regime de vazões variadas ao longo tempo no rio, buscando atender tanto às necessidades humanas quanto dos ecossistemas aquático e ripário. No Brasil, alocações de água para manutenção de vida passaram a ser denominadas (Collischonn *et al.*, 2005) Hidrograma Ecológico, em detrimento à denominação comum de vazão ecológica, com a finalidade de enfatizar a necessidade de alterar práticas tradicionais de aplicação de vazões constantes de estiagem para a adoção de regimes hidrológicos que permitam a preservação de processos ecológicos.

Este artigo busca analisar os desafios e oportunidades potenciais para a implementação dos hidrogramas ecológicos, por meio de (i) avaliações quanto aos seus

métodos de prescrição; (ii) apresentação de práticas que concorrem para a implementação do hidrograma ecológico na política de gerenciamento de rios, e; (iii) análise da política brasileira de recursos hídricos e meio ambiente no tocante à conservação de rios.

HIDROGRAMA ECOLÓGICO

O manejo de recursos hídricos necessita considerar a manutenção, em corpos d'água, de componentes-chave do regime hidrológico natural, *i.e.*, prévio às intervenções humanas, que, de acordo com Poff *et al.* (1997), devem incluir: variação de magnitudes, duração, frequência e período de ocorrência de eventos (estiagens, cheias e inundações), além da taxa de variação de vazão entre eventos (de estiagem para cheia ou vice-versa). Essa consideração se justifica pela adaptação, co-evolução e utilização dos eventos hidrológicos em diferentes estágios de vida ou de produção por espécies nativas, e mesmo de parcela da sociedade (Quadro 1)

Em virtude de diferenças climáticas, lito-topográficas e bióticas de região para região, a definição do Hidrograma Ecológico não deve ser padronizada,

mas, respeitar as especificidades locais, considerando, ainda, os anseios de sua população no tocante às metas de aproveitamento dos recursos hídricos e de preservação de rios (Acreman & Dunbar, 2004).

Apresentam-se, em seguida, os métodos de determinação de hidrogramas ecológicos, e algumas considerações a serem atendidas em função do grau de intervenção humana.

Métodos para a determinação de Hidrogramas Ecológicos

Para a definição de hidrogramas ecológicos, a identificação de relações entre regime hidrológico-ecologia-sociedade mostra-se essencial. Infelizmente, a ciência ambiental não conseguiu avançar a ponto de estabelecer com clareza as demandas hídricas de todas as espécies de cada região. As alternativas a essa incapacidade científica são o estudo de estatísticas de séries temporais de vazão (*e.g.*, RVA; Richter *et al.*, 1997; e FFTSint; Cruz, 2005) e a utilização de painéis de especialistas (*e.g.*, BBM; Postel & Richter, 2003; ESWM; Richter *et al.*, 2003; e DRIFT; King *et al.*, 2003).

QUADRO 1
Relações entre o regime hidrológico e processos ecológicos (adaptado de Richter *et al.*, 2006)

Estiagens	Cheias*	Inundações
São suficientemente baixas para: ≡ concentrar presas, e assim, favorecer os predadores durante um período; ≡ eliminar, ou reduzir a densidade de espécies invasoras; ≡ expor bancos de areia e praias que são utilizados para reprodução de répteis e/ou aves; ≡ secar áreas de inundação temporária. São suficientemente altas para: ≡ manter o habitat de espécies nativas; ≡ manter a qualidade da água, especialmente a temperatura e a concentração de oxigênio dissolvido; ≡ manter o nível do lençol freático na planície.	≡ Determinam o tipo de sedimento do fundo do rio; ≡ Evitam a invasão do leito do rio por plantas terrestres; ≡ Renovam a água armazenada em lagos marginais, braços mortos do rio e em regiões de estuários.	≡ Modificam a calha do rio, criando curvas, bancos de areia, ilhas, praias, áreas de maior ou menor velocidade de água, e diversidade de ambientes; ≡ Inundam as planícies, depositando sedimentos e nutrientes necessários para a vegetação terrestre; ≡ Inundam e criam lagoas marginais na planície, criando oportunidades de reprodução e alimentação para peixes e aves; ≡ Indicam o início do período de migração ou de reprodução para algumas espécies de peixes; ≡ Eliminam ou reduzem o número de espécies invasoras ou exóticas; ≡ Controlam a abundância de plantas nas margens e na planície; ≡ Espalham sementes de plantas pela planície.

* Cheias são aqui definidas como elevações de nível d'água até um pequeno transbordamento da calha do rio, *i.e.* algo com uma recorrência em termos médios de 2 a 5 anos.

Método estatístico - Em regiões onde existem dados hidrológicos, que representem adequadamente a variação de vazão, o uso de técnicas estatísticas para reprodução de regimes naturais mostra-se bastante apropriado, assumindo-se que as espécies locais estão adaptadas ao regime. Um exemplo de método com base em análise de dados é a abordagem de intervalo de variação de vazões (*Range of Variability Approach*, RVA; Richter *et al.*, 1997) que utiliza indicadores de alteração hidrológica (*Indicators of Hydrologic Alteration*, IHA; Richter *et al.*, 1996). Estes autores desenvolveram um método hidrológico que prescreve vazões de referência, sendo a proteção do ecossistema natural o objetivo prioritário. O desenvolvimento da abordagem IHA concentrou-se na identificação de um conjunto de 32 índices que busca representar os componentes do regime hidrológico natural descritos por Poff *et al.* (1997). Nessa técnica, utilizam-se dados diários, medidos ou simulados, para cálculo dos índices com base no ano hidrológico, concentrando-se, portanto, na variabilidade inter-anual. O dilema encontra-se, no entanto, na determinação da quantidade e magnitude de desvios dos valores médios naturais destes parâmetros, para representar a variação inter-anual natural. Usualmente, empregam-se três hidrogramas ecológicos para cada meta de conservação ambiental, com base no clima (ano seco, médio e úmido). Onde não há informação ecológica disponível, o RVA utiliza um intervalo pré-estabelecido de ± 1 desvio padrão da média ou o 25° e o 75° percentis (valores adotados como estimativa inicial no rio Savannah, E.U.A.; Richter *et al.*, 2006) em cada parâmetro da análise. Enfatiza-se que os padrões definidos nesse método devem ser monitorados e revisados.

Painel de especialistas - A experiência de um conjunto multi-disciplinar de especialistas deve ser priorizada na definição de hidrogramas ecológicos, para auxiliar na sua estimativa em regiões onde é clara a carência de dados hidrológicos representativos e/ou para definir os limites de alteração do hidrograma estabelecido por técnicas estatísticas. Acreman & Dunbar (2004) acrescentam que as vantagens dessa abordagem estão em sua flexibilidade e construção de consenso, podendo ser alcançadas as melhores soluções com base em dados e resultados de modelos disponíveis. Quanto às desvantagens, estas encontram-se na não-replicabilidade do hidrograma ecológico estimado por outro grupo de especialistas, os quais poderiam chegar a conclusões diferentes, e

na necessidade de ter especialistas com bom conhecimento do rio em estudo e de hidrologia básica.

Além da opinião de especialistas, o conhecimento popular é um componente a ser considerado para reconstrução de regimes hidrológicos, principalmente nas regiões onde há poucas informações hidrológicas (Calheiros *et al.*, 2000).

Estando definidos os componentes hidrológicos “ideais” para a preservação de ecossistemas ribeirinhos, uma negociação entre os atores de interesse no manejo hídrico deve acontecer para possibilitar o atendimento das demandas da população.

Aplicação em rios com intervenção humana considerável

Além das questões comentadas no item anterior, deve-se considerar a diferença entre definir e implementar hidrogramas ecológicos para rios não-perturbados e rios explorados, *e.g.* onde existe estrutura física de regularização (reservatório, dique) e/ou uso intensivo de recursos hídricos via captação e/ou diluição de efluentes. Rios sujeitos ao efeito da instalação humana em sua bacia hidrográfica apresentam, comumente, limitações à implementação do hidrograma ecológico, sendo impossível, em muitos casos (Richter *et al.*, 2006), aplicar recomendações de vazão imediatamente, por razões econômicas e políticas. No Brasil há vários exemplos de rios (ou trechos de rios) nessa situação, no Nordeste, na bacia do Paraná e no baixo rio São Francisco.

Nesses casos, a implementação de hidrogramas ecológicos deve passar pela medição e *manejo ativo* (*e.g.* operação de reservatório ou bombeamento direto de água subterrânea para o rio; Acreman & Dunbar, 2004) ou *manejo restritivo* (regulação de extrações ou desvios) em pontos de controle.

Alguns estudos sugerem a liberação de cheias induzidas por grandes reservatórios na tentativa de restabelecer ecossistemas aquáticos de jusante. Um exemplo interessante, apresentado por Acreman (2005), é a manutenção de 33.300 m³ de água no delta do rio Indus (no Paquistão), no período entre Julho e Agosto, para manter a saúde de região de mangue e dar suporte à pesca. As várzeas de montante ao delta, segundo esse mesmo estudo, precisam ser inundadas pelo menos duas vezes em cinco anos para o estabelecimento de novas plantas. Estudos dessa natureza possibilitam ao regulador (ou gestor), neste caso o Governo Paquistão, a definição do regime de vazões a ser liberado pelos reservatórios.

A restauração de pulsos de cheia ou inundações pode exigir (Richter *et al.*, 2006) modificações de estruturas de operação do reservatório e/ou mudanças no uso do solo de lenta implementação, *e.g.*, a restauração de áreas de terras úmidas em áreas agrícolas ou a reformulação de infra-estrutura de manejo de águas pluviais em área urbanizada. A restauração de condições de estiagem pode exigir a implementação de uma variedade de medidas de conservação de água, como melhorar a eficiência da irrigação, de sistemas de abastecimento, ou ainda a retenção (ou compra) de outorgas ou licenças de uso de água de usuários atuais, possibilitando maior escoamento de água para jusante.

PRÁTICAS A SEREM CONSIDERADAS PELA POLÍTICA LOCAL DE GERENCIAMENTO DE RIOS

Algumas práticas relacionadas ao manejo do solo e da água podem facilitar a implementação de

hidrogramas ecológicos. Dentre essas, destacam-se: i) legitimar o ecossistema como usuário de água; ii) classificar os corpos d'água quanto à saúde de sua biota; iii) estabelecer um mercado de águas; iv) otimizar o manejo do solo com vistas à conservação ambiental, e; v) empregar o manejo adaptativo do recurso hídrico.

O ecossistema como usuário de água

A conservação de ecossistemas, além de um dever ético (Falkenmark & Folke, 2002), é uma meta que resulta em benefícios à civilização (inclusive sua preservação; Diamond, 2005), em virtude dos bens e serviços providenciados pela natureza ao homem (Quadro 2), os quais sustentam as sociedades (Naiman *et al.*, 2002). Postel e Richter (2003) mencionam que não priorizar o uso de água pelo ecossistema é como tentar utilizar o material destinado à construção da fundação de uma edificação no quarto ou quinto pavimento.

QUADRO 2

Benefícios da manutenção de ecossistemas de água doce. Adaptado de Postel & Richter (2003).

Serviço do Ecossistema	Benefícios
Provisão de água	Mais de 99% de suprimento de água para irrigação, indústria e domicílios no mundo provém de sistemas naturais.
Provisão de alimento	Peixes, aves, mexilhões, mariscos e similares são importantes fontes de alimento para pessoas e animais silvestres.
Depuração de água / Degradação de resíduos	Terras úmidas filtram e quebram poluentes, melhorando a qualidade da água.
Mitigação de inundações	Bacias e várzeas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Mitigação de secas	Bacias, várzeas e terras úmidas absorvem água de chuva, amortecem escoamento, e ajudam na recarga subterrânea.
Provisão de habitat	Rios, córregos, várzeas e terras úmidas providenciam moradia e local de reprodução para peixes, aves, animais selvagens, e numerosas outras espécies.
Manutenção da fertilidade do solo	Sistemas rio-várzea saudáveis constantemente renovam a fertilidade de solos.
Aporte de nutrientes	Rios aportam sedimentos ricos em nutrientes para deltas e estuários, ajudando a manter a produtividade destes.
Manutenção de zonas costeiras	Água doce mantém, em deltas e ambientes marinhos costeiros, os gradientes de salinidade essenciais para a riqueza biológica e produtividade.
Provisão de beleza e qualidade de vida	Rios naturais e paisagem fluvial são fontes de inspiração e valores culturais e espirituais; sua beleza melhora a qualidade de vida do homem.
Oportunidades de recreação	Nadar, pescar, caçar, navegar, observação da natureza, piqueniques, caminhadas ao longo do rio.
Conservação de biodiversidade	Diversos grupos de espécies realizam o trabalho da natureza (incluindo todos os serviços nesta tabela), sobre os quais dependem as sociedades; conservar diversidade genética preserva opções para o futuro.

Com base nessas considerações, alguns países têm colocado o ecossistema como um dos usuários de água, *e.g.* Austrália (Arthington & Pusey, 2003). Na África do Sul (Postel e Richter, 2003), uma “Reserva de água”, *i.e.*, uma alocação de água para satisfazer demandas humanas essenciais (*e.g.* beber, cozinhar) e para dar suporte a funções do ecossistema, que conservem a biodiversidade e assegurem serviços valiosos para a sociedade, adquire prioridade máxima sobre todos os outros usos. De forma similar, a Tanzânia (Acreman & Dunbar, 2004) também possui leis e políticas para definir e implementar alocações de água com vistas a manter e restaurar processos ecológicos e a biodiversidade de ecossistemas.

Ao legitimar o ecossistema como usuário de água, a aplicação do hidrograma ecológico receberá apoio legal, tanto em vista que este instrumento estabelece a quantidade de água necessária para conservação de seus processos ecológicos.

Classificar corpos hídricos com relação ao seu estado não-perturbado

Classificar corpos hídricos relacionando-os ao seu estado não-perturbado, *i.e.*, com relação às suas características prévias às intervenções humanas, deve conduzir a uma maior conscientização da população com relação aos efeitos de suas atividades e, consequentemente, maior conservação da saúde de sua biota. Com isso, metas de planejamento de atividades na bacia hidrográfica passariam a ser definidas com maior transparência, quanto aos potenciais impactos ambientais, o que estaria diretamente ligado à implementação de hidrogramas ecológicos. A utilização de indicadores para avaliação de integridade biótica, de alteração hidrológica e geomorfológica pode auxiliar na definição de estado do corpo d’água e na avaliação da efetividade de medidas adotadas. Da mesma forma que na prescrição de hidrogramas ecológicos, o conhecimento da biota e das características hidrológicas e geomorfológicas mostra-se mister. Classificações de corpos d’água com base em graus de alteração, com relação às suas características naturais, *i.e.*, não perturbada pela ação humana, são práticas atualmente adotadas (Acreman & Dunbar, 2004) pela União Européia e pela África do Sul, as quais serão apresentadas em seguida a título de ilustração.

A Diretiva de Água (*Water Framework Directive*) da Comunidade Européia estabelece que todos os corpos d’água superficiais e subterrâneos devem alcançar “Bom status”, o qual seria uma combinação de bom status químico e ecológico. O Bom status eco-

lógico é definido como um pequeno desvio do estado natural, com base em populações e comunidades de peixes, macro-invertebrados, macrófitas e fitobentos, e fitoplâncton e, em elementos de suporte que influenciam elementos biológicos como a estrutura do canal e o regime hidrológico.

Na África do Sul, a classificação de rios empregada (Quadro 3) visa à definição diferenciada de metas de manejo ecológico, em função do grau de conservação ambiental desejado, existindo ainda duas classes adicionais (E e F) para descrição do estado atual do rio, as quais não podem ser colocadas como metas.

QUADRO 3
Classes de rio para manejo ecológico. Extraído de DWAF (1999 apud Acreman & Dunbar, 2004)

Classe	Descrição
A	Modificação mínima de condição natural. Mínimo risco a espécies sensíveis.
B	Pequena modificação de condições naturais. Risco pequeno para biota intolerante.
C	Modificação moderada da condição natural. Redução em especial de biota intolerante.
D	Alto grau de modificação de condições naturais. Biota intolerante dificilmente presente.

Mercado de águas

A implementação de hidrogramas ecológicos demanda por agilidade e flexibilidade na definição de alocações de águas. O estabelecimento de limites de uso de água, em razão da necessidade de conservação ambiental, deve conduzir a melhorias de eficiência de sistemas hídricos. Postel & Richter (2003) argumentam que essa prática torna a sociedade mais consciente de suas opções e do estado de seus corpos d’água (quais estão sendo degradados e o porquê).

Mercados de água apresentam-se como elementos oportunos para catalisar a transferência de direitos de uso, sendo interessante considerar seu condicionamento pelo órgão público, com vistas a providenciar opção para o direcionamento de algumas outorgas a usos de interesse.

Tecnicamente, o mercado de águas é um instrumento de alocação e realocação de águas, que busca dar à água um uso mais eficiente. Em termos práticos, o bem negociado seria o direito de uso da água, podendo ser este transferido permanentemente ou

temporariamente. Em termos de espaço, a institucionalização do modelo poderia se restringir a um País, a um estado, a uma bacia hidrográfica ou mesmo a uma área específica, dependendo dos costumes, das leis e também das estruturas disponíveis para transferência de águas (Campos, 1999).

Nesse contexto, uma alternativa ao condicionamento do mercado pode ser a atribuição de valor diferenciado (ou vantagens) para as outorgas que se destinam a atividades que proporcionem inserção social, fortalecimento cultural e/ou conservação ambiental. Arthington & Pusey (2003) advogam a favor de inserir o meio ambiente como participante do mercado de águas. Com o advento de agentes financeiros, operados por gestores de recursos hídricos (*e.g.* as agências de bacia hidrográfica), vários mecanismos potenciais para levantar fundos poderiam ser acionados, como doação por cidadãos ou organizações.

Os mecanismos de precificação e mensuração demandam um longo período para alcançar seus objetivos. Em localidades em que o limite de uso dos recursos hídricos for superior à disponibilidade, a disputa pelo recurso poderá levar à eficiência do uso por meio de marginalização de pequenos produtores ou de produtores em solos mais pobres (como observado na bacia dos rios Murray-Darling, Austrália; The Economist, 2007). Dessa forma, produtores de cultivo de alto valor (financeiro e, logo, alta eficiência hídrica) agregado (*e.g.* uva sem caroço) tendem a sobressair-se, levando a uma necessidade futura de importação de produtos de baixo valor agregado (*e.g.* arroz, criação de gado).

Onde a demanda por água não supera a oferta, a ponto de trazer prejuízos significativos, a possibilidade de transferir direitos de uso de águas proporciona maior aceitação à limitação de exploração hídrica máxima na bacia. Isso se justifica por usuários menores, os quais são os mais prejudicados quando o mercado não é condicionado, terem pequena influência política.

A busca por outros meios de aquisição de água, por parte dos empreendedores, *e.g.*, água subterrânea ou barramento de rios de menor porte (Murray-Darling; The Economist, 2007), pode surgir como efeito adverso da limitação de uso, caso a legislação e fiscalização não restrinjam todas as possibilidades de aquisição de água. Se a política de limitação de uso não for estabelecida de forma consensual e abrangente, políticas locais podem utilizar a transposição de

água de bacias vizinhas, criando um efeito dominó de degradação ambiental (Postel e Richter, 2003).

A utilização de hidrogramas ecológicos, associados a regras de limitação e transferência de direito de uso de água, depende de um sistema eficiente (satisfatório) de previsão de clima, com horizonte suficiente para possibilitar o planejamento das atividades, *e.g.* produção agrícola, com base na disponibilidade de água.

Manejo ótimo (econômico, social e ambiental) do solo

O sucesso da implementação do hidrograma ecológico está diretamente ligado ao desempenho de práticas de manejo do solo, sendo a conservação ambiental facilitada quando: (i) o planejamento de atividades considera a convivência com eventos extremos naturais; (ii) há avaliação ambiental integrada e estratégica para definição de atividades humanas; e (iii) há punição às atividades que não obedecerem a requisitos pré-estabelecidos e técnicas de distúrbio mínimo dos processos ecológicos e, conseqüentemente, do bem-estar social.

Convivência com eventos extremos naturais

Falkenmark & Folke (2002) afirmam que atitudes do passado, relacionadas a mudanças do ecossistema, direcionaram-se erroneamente no sentido de oferecer estabilidade à população, sob a crença de que sistemas naturais podem ser explorados e seus impactos controlados. Assumir estabilidade ignora elementos que podem ter acumulado ao longo do tempo, e que poderiam repentinamente acarretar em calamidades de larga-escala no sistema sócio-ecológico (Holling *et al.*, 1998 *apud* Falkenmark & Folke, 2002). Um exemplo emblemático foi a destruição provocada pelo furacão Katrina à cidade americana de Nova Orleans em 2005 (Fischetti, 2005). Dessa forma, observa-se que estratégias que buscam suprimir ou bloquear perturbações não providenciam solução sustentável.

A mudança de paradigma se baseia, portanto, na aceitação de que perturbação e mudança são inevitáveis, *i.e.*, que são parte do desenvolvimento da sociedade e de paisagens dominadas por homem e natureza. Nesse contexto, a implementação do hidrograma ecológico passaria a ser facilitada, pela diminuição de intervenções humanas para controle de cheia e estiagem no rio.

Avaliação ambiental integrada e estratégica

Avaliação ambiental e estratégica consiste na avaliação proativa de alternativas para o desenvolvimento de planos, programas e políticas, sob uma ótica abrangente (Noble, 2000 *apud* Alshuwaikhat, 2005). Falkenmark & Folke (2002) apresentam um conjunto de questões éticas interativas que deve ser tratado como componente de um manejo sócio-ecohidrológico de bacia, *i.e.*, (a) Modo de produção de comida; (b) Seleção do local de diferentes atividades: reservatórios para irrigação, assentamentos, entre outros; (c) Balanço de interesses de montante/jusante; (d) Exploração de água subterrânea; (e) Cargas de poluentes; (f) Atenção inter-geracional; (g) Proteção da resiliência, *ou seja*, da capacidade de re-equilíbrio ambiental após sujeição a perturbações e surpresas, por meio de conservação da biodiversidade.

Para tanto, necessita-se do levantamento de informações (a) quanto à disponibilidade natural de recursos, *i.e.*, quanto à disponibilidade de recursos sem necessidade de intervenção humana para provimento; (b) quanto às características naturais de hidrologia, topografia, ecologia e solo, para maximizar a conservação ambiental e melhor aproveitá-las, e; (c) quanto às carências e ambições locais de desenvolvimento, para minimizar esforços e maximizar a produtividade. Cabe enfatizar que o levantamento destas informações seria de grande serventia ao processo de definição de hidrograma ecológico.

Da mesma forma que no mercado de águas, o governo pode agir condicionando a avaliação ao definir, por exemplo, prioridades de produção em cada localidade, restringindo ou incentivando atividades que proporcionam efeitos sociais e/ou ambientais.

Punição aos infratores e direcionamento a métodos conservativos

A implementação de hidrogramas ecológicos necessita de compromisso quanto às escolhas assumidas quando de sua elaboração. Para tanto, sua definição deve procurar o consenso dentre os interessados no manejo hídrico da bacia em análise, respeitando as ligações existentes entre os diferentes corpos hídricos de cada região. Dessa forma, a sobreexploração de águas subterrâneas pode comprometer a alimentação do rio pelo aquífero, como observado na bacia do rio San Pedro, na divisa entre o México e os Estados Unidos (Postel e Richter, 2003).

Todavia, a definição de penalidade aos infratores de acordos ou legislações (nos casos em que a federação estabelece metas de forma impositiva) pode ser interessante, como incentivo ao cumprimento destas normas. Essa rigorosidade para atendimento de metas, associada à priorização de uso de água para abastecimento humano e demandas do ecossistema, demonstra-se essencial em razão da tendência humana a tentar barganhar sempre para obter mais recursos para seus usos individuais (Postel & Richter, 2003). A reforma australiana de águas (Arthington & Pusey, 2003), por exemplo, estabelece que alocações de água devem ser direcionadas apenas a empreendimentos com sustentabilidade ambiental, realidade distante dos cultivos lucrativos (cana-de-açúcar e algodão) dessa região, os quais são responsáveis por 75% da produção agrícola australiana (consumidora de 79% de toda água) que provém de apenas 25% das fazendas. Caso a adaptação dessas fazendas venha a acontecer, resultará em grande economia de água a ser devolvida ao meio ambiente.

O problema passa a ser, portanto, a definição de técnicas para atender às metas ambientais e sociais e ainda atender às demandas de uma população crescente e obter avanços econômicos nas mais diversas atividades. Nesse escopo, a não-difusão de técnicas conservativas pode resultar no não atendimento de critérios ou na cessão de atividades por incapacidade de suporte às penas impostas.

Manejo adaptativo dos recurso hídricos

Richter *et al.* (2006) enfatizam que a ciência ecológica ainda não está adequadamente integrada à tomada de decisão na maior parte do mundo, sendo a maioria das decisões e planos de manejo hídrico realizados com base apenas em considerações de engenharia e pouca, ou nenhuma, contribuição científica quanto às demandas de água pelos ecossistemas. Há muitas razões político-sociais e econômicas que poderiam explicar esta falta de integração científica na tomada de decisão, mas esses autores sugerem que a maior causa é a ausência de um procedimento padrão, aplicável em todos os casos, para engajar cientistas. Para ser útil em uma variedade de contextos, esse processo, para integrar a contribuição científica, deve ser adaptável para aplicações que podem variar de planejamento de abastecimento de água à concessão de outorgas de extração de águas ou para o licenciamento de operação de reservatórios e, ainda, ser prático para um amplo intervalo de disponibilidade de recursos.

Além dessa ausência de procedimento padrão, a aplicação da ciência ao desafio de determinar demandas de vazões ambientais está propensa ao insucesso em longo-prazo, caso a ciência seja vista como uma avaliação ou contribuição pontual. Não se deve esperar que cientistas estejam “absolutamente convictos” quanto às demandas de vazão ambiental devido à complexidade inerente às respostas do ecossistema frente a regimes de vazões variáveis. Possíveis erros podem levar à não-satisfação das necessidades do ecossistema e conseqüente degradação – com perda dos serviços do ecossistema de estimado valor social – ou à desnecessária limitação ou cessão de outros potenciais usos humanos da água, com conseqüente dano social e econômico. Cabe ressaltar que, erros em favor humano podem resultar em perdas irreversíveis de espécies, as quais podem ser únicas em processos ecológicos.

Assim, o processo deve tomar caráter interativo, devendo ser visto como um experimento a ser monitorado e avaliado cuidadosamente, possibilitando refinamento científico de recomendações de vazão ambiental ao longo do tempo. Esse processo é conhecido como manejo adaptativo (Richter *et al.*, 2006). O foco, portanto, deve estar em aprender, e não em preparar-se para aprender. Se gestores hídricos pensarem que manejo adaptativo toma grandes expensas, processo institucional complexo e muitos anos para alcançar decisões, ficarão relutantes a utilizá-lo.

Em sua forma mais simples, manejo adaptativo inclui os seguintes elementos (extraído Richter *et al.* 2006):

- **Ciência robusta.** Um modelo conceitual é construído, sendo refinado pela experimentação, mediante as respostas obtidas do monitoramento. Estas respostas auxiliam no desenvolvimento do conhecimento.
- **Compromisso no manejo e flexibilidade.** Objetivos de manejo são definidos e revisados explicitamente, regularmente e de forma consensual. Incertezas são reconhecidas e gestores e demais atores se comprometem em diminuí-las. Estes, de posse das opções de manejo possíveis, criam mutuamente flexibilidade para testar abordagens alternativas. Os gestores devem estar desejosos por alterações no manejo mediante respostas provenientes do novo aprendizado.
- **Aprendendo na prática.** Atividades de manejo não esperam que alterações aconteçam até que

quantidade “suficiente” de informação seja obtida; sendo implementadas ações incrementais e estratégicas para minimizar incertezas e aumentar aprendizagem.

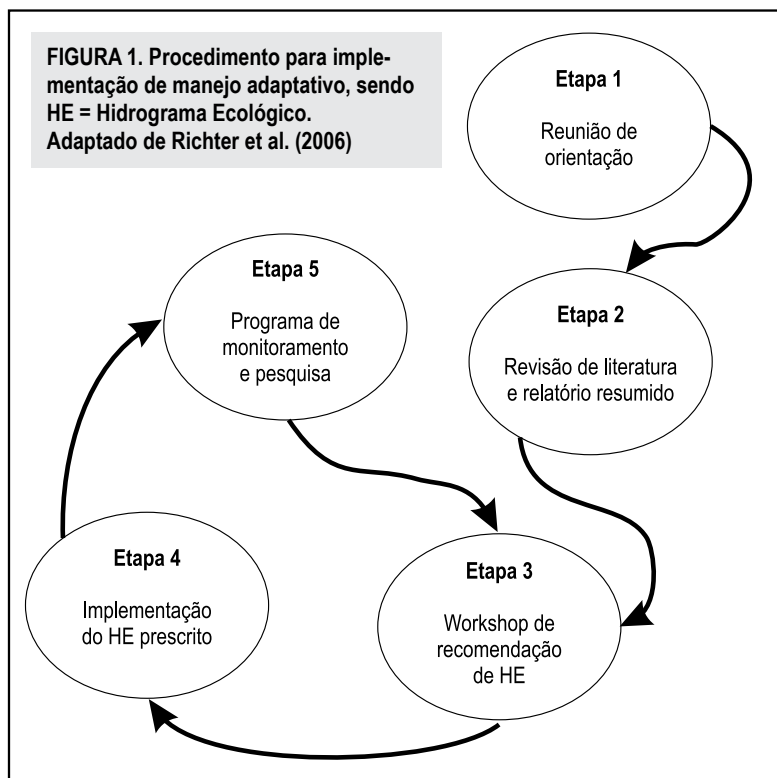
- **Participação pública.** Uma estrutura colaborativa providencia a participação dos atores no desenvolvimento e revisão dos objetivos de manejo.

O processo compreende cinco etapas (Figura 1): (1) reunião de orientação para ajustar o processo às necessidades e limitações do projeto particular ao qual será aplicado; (2) preparação de uma revisão e resumo bibliográfico do conhecimento existente sobre a biota dependente da vazão e os processos ecológicos de interesse; (3) *workshop* para desenvolver objetivos ecológicos, recomendações iniciais de vazão e lacunas-chave na informação; (4) implementação das recomendações de vazão com base em tentativa para avaliar hipóteses e reduzir incertezas; e (5) monitoramento das respostas do sistema e condução de pesquisas futuras.

As etapas 1-3 objetivam adquirir contribuição interdisciplinar na definição de objetivos ecológicos e uma referência inicial (*i.e.* metas de vazão ambiental) para iniciar o manejo adaptativo. Essas etapas devem ser ajustadas ao tempo e recursos disponíveis, e governada por uma avaliação das questões-chave a serem respondidas antes das etapas 4 e 5.

As etapas 3-5 são repetidas indefinidamente, incentivando novo aprendizado e melhorando recomendações de vazão ambiental ao longo do tempo. Em cada iteração, uma lista com prioridades de incertezas críticas e necessidades de pesquisa é atualizada.

Atualmente, o manejo adaptativo de rios (Richter *et al.*, 2006) encontra-se em atividade nos E.U.A., nos rios Bill Williams no Arizona, Rivana na Virgínia, Lago Cado no Texas e no rio Savannah na divisa da Geórgia com a Carolina do Sul, sob o projeto Rios Sustentáveis (*Sustainable Rivers Project*). Esse projeto é fruto de uma parceria entre o órgão operador de barragens (*U.S. Corps of Engineers*) e uma organização não-governamental (*The Nature Conservancy*). Na bacia do rio San Pedro (divisa do México com os Estados Unidos), o manejo adaptativo de exploração de água subterrânea é realizado em decorrência de sua super-exploração, a qual impacta as vazões de estiagem (Postel & Richter, 2003).



POLÍTICA BRASILEIRA DE RECURSOS HÍDRICOS E MEIO AMBIENTE

No Brasil, a manutenção de vazões remanescentes, *i.e.* que permanecem, *em* corpos d'água é condicionada por instrumentos previstos no SISNAMA (Sistema Nacional de Meio Ambiente) e no SINGREH (Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos). No plano operacional, os instrumentos que determinam as vazões remanescentes são a outorga de direito de uso das águas e o licenciamento ambiental de atividades potencialmente poluidoras, operados pelos órgãos gestores de recursos hídricos e pelos órgãos ambientais, tanto na esfera Federal quanto nos Estados.

Os planos de recursos hídricos também intervêm na definição das vazões remanescentes, uma vez que eles efetuam o balanço entre disponibilidades e demandas hídricas e estabelecem diretrizes para os demais instrumentos. Um outro instrumento que condiciona estas vazões é o Enquadramento, através

da definição de usos futuros preponderantes para os recursos hídricos, que condicionam a qualidade da água, e de uma vazão de referência, para a qual a qualidade da água é aferida.

Em termos práticos, no Brasil, ainda são poucas as experiências de definição de regimes de vazões remanescentes. A legislação federal não apresenta a definição explícita do órgão a quem compete a avaliação e regulação de vazões ecológicas. As legislações estaduais também não o fazem. Apenas o estado do Rio Grande do Sul remete essa atribuição ao órgão ambiental.

O que tem sido praticado, em alguns casos, é o estabelecimento de regras para usinas hidroelétricas, quando há trechos de vazão reduzida em seu projeto. Ainda assim, fala-se em num conjunto de vazões mínimas, constantes, estabelecidas por Estado, ou pela União. Ou seja, o que vem sendo feito é a definição de "vazão ecológica" e em nenhum caso se optou pelo estabelecimento de um hidrograma ecológico, ou um

regime hidrológico ecológico. A vazão destinada ao uso do ecossistema de rio está sujeita (a) à quantidade remanescente após a definição da vazão de referência para estabelecimento de outorgas, e; (b) à comparação da qualidade do lançamento de efluentes com padrões químicos estabelecidos na classificação de corpos d'água (Brasil, 2005) ou à estimativa de vazão necessária para diluição do efluente a depender do órgão que gerencia a bacia.

Dessa forma, as avaliações de impacto ambiental são realizadas sem consideração da sinergia dos efeitos das intervenções, não relacionando condicionantes de saúde do ecossistema à sua carga de suporte à alteração (*e.g.*, qualidade de água, regime hidrológico, conectividade longitudinal e lateral, características do substrato, talude e várzeas). O que se observa é a evidente degradação de ecossistemas de rio sujeitos à intervenção humana, como no baixo rio São Francisco (onde há uma cascata de reservatórios), o rio Tietê (rio urbano em São Paulo) e o rio Santa Maria (no Rio Grande do Sul, em região de intensa atividade agrícola).

O acompanhamento do estado do rio (monitoramento) no Brasil ainda é incipiente, havendo não muito mais que uma rede hidrométrica, responsável pelo monitoramento quantitativo, principalmente para o caso de rios de grande potencial hidro-energético. Já o monitoramento qualitativo está associado a iniciativas localizadas em projetos e programas vinculados aos órgãos ambientais estaduais.

A prioridade de uso para o abastecimento humano e para a dessedentação de animais está definida na legislação federal, sendo que, para os demais usos, a hierarquia deve ser definida nos planos de recursos hídricos. A legislação e os planos ainda definem que dentro de uma mesma categoria de uso, tem prioridade o usuário que comprovar maior eficiência no uso da água.

O país não investe em políticas de proteção ou revitalização. Iniciativas isoladas nesse setor estão condicionadas a programas de financiamento de organismos internacionais, mas ficam restritas ao período de financiamento.

Quanto ao manejo de águas subterrâneas e sua integração com o manejo de águas superficiais, ainda há muito que se avançar, uma vez que não há definições quanto a esse tema. A gestão das águas subterrâneas é feita mediante a autorização de perfurações de poços, por cada ente da federação, sem planejamento regional ou de bacia.

DESAFIOS E PERSPECTIVAS PARA IMPLEMENTAÇÃO DO HIDROGRAMA ECOLÓGICO

A investigação de métodos para a definição de hidrogramas ecológicos e das práticas que favoreceriam sua implementação, quando observada à luz da realidade política brasileira de recursos hídricos e meio ambiente, evidencia grandes desafios e fornece perspectivas em curto-prazo. A apresentação desses aspectos foi subdividida para análise quanto às relações hidrologia-ecologia-homem, quanto à aplicabilidade dos métodos de definição de hidrogramas ecológicos e quanto à estrutura política e gerencial brasileira.

Relações hidrologia-ecologia-homem

A predição de comportamento ecológico e humano frente às alterações hidrológicas, em decorrência de atividades humanas ou naturais (*e.g.*, mudanças climáticas), seria o caminho ideal para o gerenciamento dos recursos e direcionamento do modo de vida. No entanto, essa predição está longe de acontecer, em razão da escassez de informação quanto à ecologia e, em menor grau, hidrologia e de atividades humanas relacionadas. De toda forma, a minimização do desperdício de recursos naturais e a melhoria da qualidade de vida da sociedade necessitam ser trabalhadas, não havendo alternativa à coleta de informação (monitoramento) e pesquisa que relacione estas três áreas.

Quanto a informações hidrológicas, a utilização de simulação pode auxiliar a preencher a lacuna de conhecimento quanto ao regime hidrológico (comportamento da bacia) em anos de comportamento climático extremo, por meio de conhecimento da precipitação, por exemplo. O desenvolvimento de estudos, como o que Olden & Poff (2003) realizaram para os E.U.A., que indiquem os parâmetros que melhor caracterizam o regime hidrológico para cada tipo de rio também pode auxiliar, pois é uma forma de diminuir incertezas relacionadas ao comportamento hidrológico.

Quanto ao monitoramento ecológico, é notória a necessidade de longo-prazo para obtenção de resultados, sendo que a realidade de países como o Brasil não permite que grandes expensas sejam tomadas em todas as bacias. Nesse sentido, mostra-se interessante considerar, em um primeiro momento, a definição de padrões regionais de comportamento, como a avaliação de biomas ou regiões hidrográficas, o que

proporcionaria uma definição de estado de corpos hídricos mais compatível com a realidade local que uma classificação única nacional. Dessa forma, utilizar-se-ia de rios representativos, preferencialmente em estado natural, *i.e.*, não-perturbado, na definição de padrões regionais, como proposto por Arthington *et al.* (2006).

A prática de manejo adaptativo mostra-se interessante à medida que permite o refinamento da informação, ao contar com uma gama multidisciplinar de pesquisadores (*e.g.* geomorfologia, botânica, ictiologia, hidrologia), e que atrai atenção política para investimento em projetos de proteção ou revitalização de rios pela dimensão que esta atividade representa.

Definição de hidrogramas ecológicos

Embora seja aconselhável a adoção de hidrogramas ecológicos, as dificuldades de elaboração de estudos para todas as bacias inviabilizam sua execução em curto-prazo. Arthington *et al.* (2006) apresentam uma metodologia para elaboração regional de hidrogramas ecológicos, a serem utilizados como prescrição inicial em detrimento à não-adoção de hidrograma ecológico ou emprego de vazão ecológica (constante). A metodologia se baseia na seleção de rios representativos da região em estado não-perturbado pela atividade antrópica, os quais serviriam como parâmetro para nortear o manejo de rios já explorados. Essa alternativa de elaboração regional de hidrogramas ecológicos parece ser mais factível em razão do limitado número de profissionais com experiência na definição de relações de ecologia e hidrologia, entre outras áreas de interesse.

Outro desafio consiste em estabelecer o limite de alteração do regime hidrológico para o qual efeitos na ecologia são sensíveis. Definir as alterações que podem ser aplicadas para obter níveis específicos de conservação, *e.g.*, perda de 5% (ou conservação de 95%) das funções ecológicas, é tarefa de grau similar de complexidade, ficando clara a necessidade de evoluir em modelos de predição de comportamento ecológico. É preferível que se trabalhe todas as possibilidades, *e.g.*, melhoria de eficiência de sistemas hídricos, a efetuar manejo que coloque em risco a sobrevivência de espécies, em virtude da singularidade que as espécies mais sensíveis podem representar. Conceder à sociedade a possibilidade de não-preservar o ecossistema natural, com vistas a desenvolver atividades antrópicas na bacia, resultará

em dificuldades para estabelecer consenso quanto à alteração hidrológica possível para atender às demandas humanas e não superar o grau de conservação acordado. A determinação de hidrogramas ecológicos para diferentes níveis de uso de água (lançamento de efluente e extração) ou níveis de conservação ambiental (qualidade de água e biodiversidade) necessita de maiores estudos, quanto ao efeito da escolha dos parâmetros de componentes do regime hidrológico no comportamento da biota, por exemplo.

Estrutura política para implementação de hidrogramas ecológicos

A inserção na legislação nacional do ecossistema como usuário de água, com prioridade inferior apenas ao abastecimento humano, oferece base interessante para limitar a implantação de empreendimentos em demasia, *i.e.*, acima da capacidade de suporte do meio, na bacia.

Um esforço em prol da definição de regiões hidrográficas, de hidrogramas típicos para cada uma destas, bem como de indicadores de estado do corpo hídrico, mostra-se mister, obedecendo à recomendação científica de aplicar hidrogramas ecológicos regionais em uma primeira aproximação. Deve ser definida, ainda, a entidade responsável pela elaboração desses estudos, bem como, o mecanismo legal que incentive a elaboração de hidrogramas ecológicos locais (*i.e.*, por bacia) via refinamento de hidrogramas regionais.

A elaboração de hidrogramas regionais pode ser associada ao levantamento de características fisiográficas, bióticas e sociais locais, os quais servem ao desenvolvimento de avaliação ambiental integrada e estratégica. Com isso, políticas, planos e programas, apoiados no consenso entre atores interessados no manejo hídrico, passam a direcionar o desenvolvimento de atividades na bacia. Esse inventário pode ser auxiliado por entidades governamentais, *e.g.*, Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, ficando sob responsabilidade do órgão gestor da bacia hidrográfica definir a entidade competente para consecução desta tarefa. A adoção de avaliação ambiental integrada estratégica como medida legal pode ser interessante para incentivar estudos e o direcionamento de atividades.

Estrutura de gerenciamento de recursos hídricos

A definição de competência para efetuar previsão climática com horizonte que permita tempo para ge-

renciamento de instrumentos da política de recursos hídricos e planejamento de investimentos com base em hidrogramas ecológicos mostra-se necessária. Essas previsões devem ser acessíveis à população, com um nível de incerteza que permita conhecer que ano hidrológico (seco, médio ou úmido, como na definição de hidrogramas ecológicos) está por vir em anos subseqüentes, para todas as regiões hidrológicas do país.

As discussões sobre a elaboração e, sobretudo, a implementação do hidrograma ecológico, podem alavancar a implantação de uma tríade de instrumentos previstos na legislação de recursos hídricos: enquadramento – outorga – cobrança. Com isso, haveria contribuição para um maior controle no lançamento de efluentes, uma vez que as restrições propostas pela prescrição do hidrograma devem se tornar critérios para tais instrumentos. Além disso, a implantação de tais instrumentos ajuda a consolidar o hidrograma ecológico, pois, se os cursos d'água estiverem enquadrados, os limites máximos para emissão de outorgas estarão estabelecidos. Nos casos em que esse limite ultrapassa a demanda atual, a cobrança poderá atuar como um indutor de uso racional e eficiente, reduzindo as demandas aos patamares desejados no enquadramento, através de metas intermediárias, previstas na resolução de enquadramento (Brasil, 2005). Dessa forma, gerencia-se para alcançar as metas intermediárias propostas por meio de hidrogramas ecológicos intermediários, até que se obtenha o cenário desejado.

A implementação de um mercado de águas, regulado pelo órgão outorgante, como observado no exemplo australiano, e mais ainda, com a possibilidade do “meio ambiente” participar como um dos atores, comprando direitos de uso, de modo a reduzir as demandas antrópicas, também pode trazer avanços ao manejo restritivo de demandas, conduzindo ao hidrograma ecológico.

Na avaliação da eficácia do manejo de vazões ambientais, cientistas devem (Richter *et al.*, 2006) explicitar as escalas temporal e espacial das variáveis indicadoras de resposta com respeito à influência das condições de vazão imposta. Os autores sugerem a seleção de indicadores que respondam imediatamente, ou em meses subseqüentes, ao ajuste de condições de vazão. Por exemplo, no caso do rio Savannah (E.U.A.), avaliou-se o movimento de algumas espécies de peixes durante a liberação de cheia pelo reservatório para verificar se os peixes foram capazes de transpor o barramento para a desova. Outro exemplo

é o monitoramento do restabelecimento de árvores de várzea pelo acompanhamento da deposição de sementes durante estações onde vazões são ajustadas para esse fim.

Há que ser considerado, ainda, que estudos de longa duração de restauração de vazão podem ser prejudicados por eventos naturais extremos, ou outras influências externas. Até 2002, o experimento no rio Campaspe (Austrália; Arthington & Pusey, 2003) não pôde ter liberação de vazão devido à escassez de água na bacia. Experimentos de menor escala de tempo e espaço de liberação de cheias, mostram-se mais interessantes, por este motivo, embora seu alcance de observação seja limitado. Em paralelo, pode ser necessário observar outros fatores intervenientes nos processos ecológicos, como a temperatura para manutenção dos ovos e desenvolvimento de larvas. Arthington & Pusey (2003) enfatizam a existência de duas grandes lacunas na pesquisa de rios: falta de compromisso em experimentos de restauração e falta de pesquisa de longa duração em rios que não tenham sido ainda modificados ou regularizados por grandes intervenções. Não seria o caso de incentivar pesquisa apenas em regiões com carência de informação, mas balancear investimentos para que informações de regiões mais estudadas possam ser transferidas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Como enfatizado por Falkenmark & Folke (2002), considerar natureza e humanidade em domínios separados precisa ser evitado se a sociedade anseia a sustentabilidade. Isso porque relações sócio-naturais são guiadas por tipos diferentes de dinâmicas complexas e com vários graus de dependência entre e internamente aos domínios natural e social. O desafio posto é gerenciar água para assegurar capacidade do sistema de suporte à vida e ao desenvolvimento social e econômico em face às mudanças ambientais, o que inclui eventos extremos. Sob ponto de vista antagônico, a questão é adaptar-se às mudanças ambientais, enquanto garante a habilidade do sistema em sustentar a capacidade de produção da qual a sociedade depende. Isso exige que uma alteração na forma de pensar seja realizada para ser capaz de desempenhar, apropriadamente, segurança hídrica, ambiental e alimentar. No momento, essas questões são tratadas isoladamente com efeitos colaterais e conflitos desnecessários, falha de gerenciamento de recurso e perda de bem-estar social.

Fica clara a distância existente entre o quadro atual de gerenciamento de vazões ambientais e o que se apresenta como meta de implementação. No mesmo momento, verifica-se a necessidade de inserir hidrogramas ecológicos no manejo hídrico de rios, o que pode ser realizado sem ter que esperar por alterações consideráveis na estrutura de gestão de recursos hídricos. Esforços para estruturação mínima, que viabilize a implementação de hidrogramas ecológicos, perpassam pelo ajuste de legislações para definir o ecossistema como usuário

de prioridade inferior apenas ao uso humano básico, pela definição de regimes hidrológicos regionais para servir de parâmetro no manejo hídrico e para auxiliar na classificação de rios, de acordo com sua alteração do estado não-perturbado. Em paralelo, definição de indicadores de estado e de programas de pesquisa e monitoramento devem ser trabalhados, para possibilitar o refinamento do manejo, bem como, ajustar a estrutura de gerenciamento de recursos hídricos para inserir o hidrograma ecológico em suas operações.

Referências

- ACREMAN, M. 2005. Linking science and decision-making: features and experience from environmental river flow setting. **Environmental Modelling & Software**. 20:99-109.
- ACREMAN, M.; DUNBAR, M.J. 2004. Defining environmental river flow requirements – a review. **Hydrology and Earth System Sciences**, 8(5):861-76.
- ALSHUWAIKHAT, H.M. 2005. Strategic environmental assessment can help solve environmental impact assessment failures in developing countries. **Environmental Impact Assessment Review**, 25:307-17.
- ARTHINGTON, A.H.; PUSEY, B.J. 2003. Flow restoration and protection in Australian rivers. **River Research and Applications**. 19:377-95.
- ARTHINGTON, A.H.; BUNN, S.E.; POFF, N.L.; NAIMAN, R.J. 2006. The challenge of providing environmental flow rules to sustain river ecosystems. **Ecological Applications** 16(4):1311-18
- BRASIL. 2005. CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 de março de 2005. **Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes**.
- BUNN, S.E.; ARTHINGTON, A.H. 2002. Basic principles and ecological consequences of altered flow regimes for aquatic biodiversity. **Environmental Management**, 30(4):492-507.
- CALHEIROS, D.F.; SEIDL, A.F.; FERREIRA, C.J.A. 2000. Participatory research methods in environmental science: local and scientific knowledge of a limnological phenomenon in the Pantanal Wetland of Brazil. **Advances in Applied Ecological Techniques** 37:684-96.
- CAMPOS, N. 1999. Mercado de águas em áreas limitadas: uma experiência e uma proposta. XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 1999, Belo Horizonte, MG. In: **Anais do XIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**. Porto Alegre, RS : ABRH, 1999.
- COLLISCHONN, W.; AGRA, S.G.; FREITAS, G.K.; PRIANTE, G.; TASSI, R.; SOUZA, C.F. 2005. Em busca do Hidrograma Ecológico. In: **Anais do XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos**, João Pessoa, Nov. 2005, CD-ROM.
- CRUZ, R.C. 2005. **Prescrição de vazão ecológica**: aspectos conceituais e técnicos para bacias com carência de dados. Porto Alegre: UFRGS. Tese (Doutorado em Ecologia), Instituto de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Sul. 135p.
- DIAMOND, J. 2005. **Colapso**: como as sociedades escolhem o fracasso ou o sucesso. Rio de Janeiro: Record.
- FALKENMARK, M.; FOLKE, C. 2002. The ethics of socio-ecohydrological catchment management towards hydrosolidarity. **Hydrology and Earth System Sciences**, 6(1):1-9.
- FISCHETTI, M. 2005. Crônica de um desastre anunciado. In: **Scientific American Brasil**. O Planeta no limite. Edição Especial 4(41): 26-35.
- KING, J.; BROWN, C.; SABET, H. 2003. A scenario-based holistic approach to environmental flow assessments for rivers. **River Research and Applications**. 19: 619-39.
- NAIMAN, R.J.; BUNN, S.; NILSSON, C.; PETTS, G.E.; PINAY, G.; THOMPSON, L.C. 2002. Legitimizing fluvial ecosystems as users of water: an overview. **Environmental Management** 30(4):455-67.
- NILSSON, C.; SVEDMARK, M. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: Riparian plant communities. **Environmental Management**, 30(4):468-80.
- OLDEN, J.D.; POFF, N.L. 2003. Redundancy and the choice of hydrologic indices for characterizing streamflow regimes. **River Research and Applications** 19:101-21.
- PINAY, G.; CLÉMENT, J.C.; NAIMAN, R.J. 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. **Environmental Management**, 30(4):481-91.

- POFF, N.L.; ALLAN, J.D.; BAIN, M.B.; KARR, J.R.; PRESTEGAARD, K.L.; RICHTER, B.D.; SPARKS, R.E.; STROMBERG, J.C. 1997. The natural flow regime: a paradigm for river conservation and restoration. **Bioscience**, 47(11):769-84.
- POSTEL, S.; RICHTER, B.D. 2003. **Rivers for Life: Managing Water for People and Nature**. Island Press ed.. Washington, DC. Estados Unidos. 253p.
- RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; POWELL, J.; BRAUN, D.P. 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. **Conservation Biology** 10:1163-74.
- RICHTER, B.D.; BAUMGARTNER, J.V.; WIGINGTON, R.; BRAUN, D.P. 1997. How much water does a river need? **Freshwater Biology** 37:231-49.
- RICHTER, B.D.; MATHEWS, R.; HARRISON, D.L.; WIGINGTON, R. 2003. Ecologically sustainable water management: Managing river flows for ecological integrity. **Ecological Applications**, 13(1):206-24.
- RICHTER, B.D.; WARNER, A.T.; MEYER, J.L. e LUTZ, K. 2006. A collaborative and adaptive process for developing environmental flow recommendations. **River Research and Applications**. 22:297-318.
- THE ECONOMIST. 2007. Briefing Australia's water shortage. April 28th 2007. 81-84.

Christopher Souza Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: christopher.souza@yahoo.com

Rutíneia Tassi Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: rutineia@gmail.com

Walter Collischonn Instituto de Pesquisas Hidráulicas – IPH/UFRGS. E-mail: collischonn@iph.ufrgs.br

Sidnei Agra Consultor autônomo. E-mail: sgagra@terra.com.br

Glauco Freitas The Nature Conservancy. E-mail: gfreitas@tnc.org

Planos de recursos hídricos: uma análise comparativa entre o SAGE (França) e o PBH (Brasil)

Noemia Bohn
Flavie Cernesson
Sophie Richard
Adilson Pinheiro

RESUMO: A legislação brasileira e francesa são muito semelhantes nos seus conceitos acerca da gestão dos recursos hídricos. A implementação desta gestão se apóia efetivamente, dentre outros instrumentos, no *Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE)*, no caso da França e no Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) no caso do Brasil. O presente artigo, a partir de fonte bibliográfica normativa e técnica faz uma análise comparativa entre estes dois instrumentos de planificação a partir da delimitação da unidade de planejamento. Partindo do pressuposto de que o SAGE e o PBH como instrumentos de planificação têm a função de regular a gestão dos recursos hídricos sob o aspecto quantitativo e qualitativo em determinada unidade hidrográfica, pode-se afirmar que, indiretamente, eles servem também como instrumento de prevenção de conflitos pelo uso da água. Observa-se que o sistema francês recomenda dimensões e condições para delimitação das áreas de planificação dos recursos hídricos e define o alcance jurídico dos documentos elaborados. No Brasil, evidencia-se a necessidade de se estabelecer de forma mais precisa as áreas de atuação dos Comitês de Bacia e a compatibilização entre as diferentes escalas de planificação.

PALAVRAS-CHAVE: gestão de recursos hídricos, plano de bacia hidrográfica, conflitos.

ABSTRACT: Brazilian and French legislation are very similar their concepts regarding the management of water resources. Implementation of this management is supported effectively, among other instruments, in the *Schéma d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE)*, in the case of France, and in the *Plano de Bacia Hidrográfica (PBH)*, in the case of Brazil. Beginning with normative and bibliographic sources, the present article undertakes a comparative analysis between these two planning instruments, starting with the marking out the boundaries of each planning unit. Beginning with the presupposition that as instruments used in planning, SAGE and PBH have the function of regulating water management under quantitative and qualitative aspects in a determined hydrographic unit; it can be affirmed that, indirectly, they also serve as instruments for preventing conflicts over water use. It was observed that the French system recommends dimensions and conditions for setting the boundaries of planning water resources and defines the judicial scope of the documents elaborated. In Brazil, it is evidente that there is a need to establish a more precise form in areas where Basin Committees operate and for compatibility between the different scales of planning for hydrographic basins.

KEY WORDS: management of water resources, river basin plan, conflicts.

INTRODUÇÃO

A legislação francesa e brasileira são muito semelhantes nos seus conceitos sobre a gestão dos recursos hídricos. A implementação desta gestão se apóia efetivamente, dentre outros instrumentos, na planificação que se operacionaliza em diferentes escalas.

Na França, de acordo com a legislação, a planificação da gestão dos recursos hídricos ocorre por meio de planos diretores denominados *Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE)*, na

escala das grandes bacias hidrográficas e de *Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE)*, na escala das bacias de pequeno porte. No Brasil, a legislação estabelece que os planos de recursos hídricos serão elaborados obedecendo a três escalas: nacional, estadual e de bacia hidrográfica.

A partir de uma síntese do que estabelece a legislação francesa e brasileira acerca destes instrumentos de planificação, o presente trabalho tem por objetivo, analisar mais detidamente sob o ponto de vista legal

e de implantação prática, como vem ocorrendo a delimitação da área de abrangência da unidade de planejamento, o caso do SAGE na França e o Plano de Bacia Hidrográfica (PBH) no Brasil.

Partindo do pressuposto de que o SAGE e o PBH como instrumentos de planificação têm a função de regular a gestão dos recursos hídricos sob o aspecto quantitativo e qualitativo em determinada unidade hidrográfica, pode-se afirmar que, indiretamente, eles servem também como instrumento de prevenção de conflitos pelo uso da água. Por outro lado, podem vir a se tornar uma fonte de conflito, caso as regras de delimitação da sua área de abrangência não estejam estabelecidas de forma clara e coerente com os objetivos da política de recursos hídricos. É neste contexto que o presente trabalho se insere e pretende contribuir, a partir da análise comparativa, para o aperfeiçoamento deste instrumento no Brasil.

SCHÉMA D'AMÉNAGEMENT ET DE GESTION DES EAUX (SAGE) – FRANÇA

A planificação em matéria de gestão de recursos hídricos foi em certa medida, a maior inovação introduzida na Lei nº 92-3, de 3 de janeiro de 1992, que instituiu uma planificação sistemática e obrigatória dos recursos hídricos, tanto no plano qualitativo, quanto no plano quantitativo, sob a forma de planos diretores denominados Schémas Directeurs d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SDAGE), na escala das grandes bacias hidrográficas e de Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux (SAGE), na escala das bacias de pequeno porte (Scarwell, 2006).

Segundo Gazzaniga et al. (1998), “diversos projetos de reforma do direito da água, após a década de 80, insistiam sobre a necessidade de criar planos diretores de água”. A idéia era gerir na escala de bacia ou de sub-bacia, ou seja, no nível mais próximo do recurso em si, e, graças a planificação, prever uma política a médio e longo prazo de organização e gestão do patrimônio hídrico. Na verdade, o legislador se inspirou no direito do urbanismo para criar o SDAGE e o SAGE.

Após a Lei da Água de 1992, diversos instrumentos normativos foram editados na França para regulamentar e tornar operacional os instrumentos de planificação dos recursos hídricos, tais como: a) o Decreto nº 92-1042, de 24/9/1992, que rege o procedimento de elaboração do SAGE; b) a Circular de 15/10/1992, relativa à aplicação do Decreto

nº 92-1042, que expõe de maneira geral sobre a necessidade de planificação, de delimitação de área de abrangência, constituição da Comissão Local de Água, funcionamento desta comissão, conteúdo do SAGE; c) a Circular de 9/11/1992, relativa a implementação do SAGE; d) a Portaria do Ministério do Meio Ambiente de 10/4/1995, relativa a legenda dos documentos gráficos do SAGE; e) a Circular do Ministério do Meio Ambiente, do Ministério da Indústria, Correio e Telecomunicações de 4/5/1995, relativa a articulação entre o SDAGE, o SAGE e os planos departamentais de extração de pedras e granulados; a Circular do Ministério do Meio Ambiente de 12/5/1995, relativa ao procedimento de aprovação e alcance jurídico do SDAGE em aplicação ao artigo 3º da Lei nº 92-3 de 3/1/1992.

Em 23/10/2000, foi editada a Diretiva Quadro 2000/60/CE do Parlamento Europeu e do Conselho da União Européia estabelecendo uma política comunitária para a água. As estruturas criadas na França em 1992 são, atualmente, indispensáveis para a implantação da Diretiva Quadro, cujo texto exige que, nesta matéria, as decisões “sejam tomadas no nível mais próximo possível dos lugares de utilização ou de degradação das águas” e que os programas de ação sejam “adaptados às condições locais e regionais” (Struillou, 2006).

A Lei nº 2004-338, de 21/4/2004, que fez a transposição da Diretiva Quadro da Água para o direito francês, autorizou o SDAGE a tornar obrigatória a elaboração pelas Comissões Locais de Água dos SAGES de certas sub-bacias. A lei de transposição reforçou também o alcance jurídico do SAGE e do SDAGE, de modo que os documentos de urbanismo doravante devem ser compatíveis com tais planos. A implementação destes dispositivos deve incitar as diferentes escalas de decisão a se interrogar sobre a articulação das políticas definidas pelos documentos de urbanismo com aquelas previstas pelo SAGE e SDAGE.

Após a Lei nº 2004-338, de 21/4/2004, outras normas foram editadas com o objetivo de adaptar os instrumentos de planificação de recursos hídricos à nova realidade. Dentre elas é possível citar: a) a Circular DCE nº 2004-05, de 22/4/2004, relativa às consultas públicas; b) a Circular DCE nº 2005-10, de 4/4/2005, relativa à atualização do SDAGE, a elaboração do programa de medidas em aplicação aos artigos L. 212-2 e L. 212-2-1 do Código do Ambiente e a elaboração do 9º programa de inter-

venção das agências de água; c) a Circular DCE n° 2005-11, de 29/4/2005, relativa à tipologia nacional das águas de superfície; d) o Decreto n° 2005-475, de 16/5/2005, relativo ao SDAGE; e) a Portaria do Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável de 16/5/2005, que delimita as bacias ou agrupamento de bacias tendo em vista a reatualização dos SDAGEs; f) a Circular DCE n° 2005-12, de 28/7/2005, relativa à definição de «bom estado» e a criação de referenciais para as águas doces de superfície; g) a Portaria do Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável de 17/3/2006, relativa ao conteúdo dos SDAGEs; h) a Circular de 22/3/2006, relativa à implantação do Decreto n° 2005-636, de 30/5/2005, que reforma a organização da administração do domínio da água.

No final de 2006 foi aprovada na França a Lei n° 2006-1772, de 30/12/2006, que trata da água e do meio aquático. A Lei da Água, como passou a ser conhecida, constitui o texto central da política francesa da água, solidificando os grandes princípios já estabelecidos e otimizando a ação pública.

Em relação à planificação, a lei mencionada conduziu a uma simplificação dos procedimentos de elaboração do SAGE e regras de funcionamento das comissões locais de água, tornando-as mais operacionais. O motivo principal deste procedimento foi aumentar o interesse na realização do SAGE, bem como, sua efetividade. Além disso, reforçou o seu alcance jurídico, ao estabelecer que os regulamentos e documentos cartográficos associados ao SAGE são oponíveis a terceiros e que as decisões das autoridades administrativas devem ser compatíveis com o plano de gestão da água (Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, 2006).

Apesar de a lei francesa da água não apresentar uma definição legal do SAGE, da leitura das normas relativas a este tema, é possível afirmar que o SAGE, é um instrumento de planificação, na medida em que comporta um plano de organização e de gestão sustentável dos recursos hídricos e dos meios aquáticos, a partir do estabelecimento de objetivos gerais e de condições de sua realização, notadamente estimando os meios financeiros necessários à implantação do plano.

Delimitação da área de abrangência do SAGE

De acordo com o Código do Ambiente, art. L 212-3, alterado pela Lei n° 2006-1772 de 30/12/2006, o SAGE é instituído por sub-bacia, por um grupa-

mento de sub-bacias correspondentes a uma unidade hidrográfica coerente ou por um sistema aquífero cuja área de abrangência é determinada pelo SDAGE. Segundo o Ministère de l'Écologie, de l'Énergie, du Développement Durable et de l'Aménagement du Territoire (2008), entende-se por unidade hidrográfica coerente, a escala pertinente no plano técnico, no interior da qual as interações do funcionamento dos meios aquáticos são muito fortes e, portanto, devem ser levadas em consideração na elaboração da planificação da gestão de recursos hídricos. Na ausência de SDAGE, a área de abrangência é decretada pelo representante do Estado no Departamento, sob proposição ou após consulta às coletividades territoriais, e após consulta dos organismos públicos territoriais de bacia e do Comitê de Bacia.

O “Guide Méthodologique des SAGE” (Ministère de l'Environnement, 1992), estabelece que, para se definir uma área de abrangência de gestão eficaz, deve-se levar em consideração dois princípios: 1) buscar uma coerência física e técnica (geografia, ecossistema), a unidade de referência ideal é a unidade funcional (bacia hidrográfica, sistema aquífero); e, 2) viabilidade da gestão negociada em virtude da existência ou não de estruturas locais, de recortes administrativos, de identidade cultural e econômica do setor, esforçando-se para encontrar um tamanho operacional, cuja superfície desejável se situa entre 1000 e 2000 km².

Pode-se também trabalhar, avançando em extensão a partir de determinada zona com fortes desafios e, portanto, objeto de conflitos de uso, ou inversamente, a partir de uma grande unidade de bacia coberta por uma estrutura de gestão existente, focalizando sobre uma zona mais reduzida.

A prática da delimitação da área de abrangência do SAGE no SDAGE

Embora venha previsto na legislação francesa, desde 1992, que a área de abrangência do SAGE deva ser determinada pelo SDAGE, observa-se atualmente, que existe certa resistência dos SDAGEs em impor tal área, preferindo apenas recomendá-la ou sugerí-la. No SDAGE Adour-Garonne (Agence de l'Eau Adour-Garonne, 1996) e no SDAGE Artois – Picardie (Agence de l'Eau Artois-Picardie, 1996), são identificadas, respectivamente, 34 e 14 unidades hidrográficas de referência para a área de abrangência dos SAGEs. Estas unidades de referência constituem-se em sub-bacias ou agrupamento de sub-

bacias, definidas mediante a utilização de critérios de coerência hidrográfica, ecossistêmica, hidrogeológica e sócio-econômica.

Tanto o SDAGE Adour-Garonne, quanto o SDAGE Artois-Picardie não impõem, mas recomendam que: 1) a área de abrangência do futuro SAGE corresponda a uma unidade hidrográfica de referência; 2) se a área de abrangência proposta corresponde a uma parcela da unidade de referência, deve-se assegurar uma coordenação entre o SAGE e os projetos correspondentes a esta unidade; 3) se a área de abrangência do SAGE proposto se compõe de diversas unidades de referência, deve-se assegurar que sejam observados os objetivos e orientações do SDAGE, para cada unidade hidrográfica de referência. No caso específico do SDAGE Adour-Garonne, deve-se prever os modos de organização para se garantir a responsabilização dos parceiros locais na definição e gestão dos programas, assim como a participação efetiva dos usuários e da coletividade.

O SDAGE Seine-Normandie (Agence de l'Eau Seine-Normandie, 1996) no seu capítulo 5 indica a área das sub-bacias correspondentes a uma unidade hidrográfica dentro do qual os SAGEs poderão ser elaborados. Existe uma proposição de 69 unidades hidrográficas. O Glossário que consta do SDAGE, define unidade hidrográfica como “perímetros definidos pelo SDAGE de 1994, que podem ser objeto de constituição de um SAGE”. Cumpre ressaltar desta definição, a expressão “pode”, ou seja, o SDAGE Seine-Normandie, assim como os SDAGEs Adour-Garonne e Artois-Picardie, não impõe um perímetro, apenas sugere.

O SDAGE Loire-Bretagne (Agence de l'Eau Loire-Bretagne, 1996), ao tratar dos princípios para a determinação da área de abrangência do SAGE, afirma que não parece aconselhável impor através do SDAGE um recorte da bacia em áreas pré-determinadas, de forma que a sua definição cabe à iniciativa local. Em contradição a esta afirmativa, o SDAGE ao fixar os requisitos mínimos que deverão ser levados em conta na delimitação da área de abrangência, estabelece: a) o SDAGE identifica 43 unidades hidrográficas coerentes que não devem ser divididas, assim, em caso de realização de um SAGE em uma destas zonas, as unidades correspondentes devem ser incluídas na totalidade da sua área de abrangência; b) com exceção do Loire, no caso de bacia hidrográfica de rio costeiro, este deve ser incluído na sua totalidade numa única área de abrangência do SAGE; e, c) no caso de uma zona natural objeto de proteção

regulamentar, esta deve ser incluída na sua totalidade na área de abrangência de um único SAGE, uma vez que a gestão dos recursos hídricos pode ter um impacto sobre esta zona protegida. O SDAGE orienta ainda, quanto à necessidade, em determinados casos particulares, como de SAGEs sob área de influência de um mesmo aquífero ou de setores do litoral que apresentam certas características de interdependência, de se criar uma comissão *ad hoc* encarregada de assegurar a harmonização e a coerência dos seus objetivos e meios de implantação.

O SDAGE Rhône-Méditerranée-Corse - RMC (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1996) apesar do que dispõe o texto legal, optou por não fixar as áreas de abrangência do SAGE, devido à extensão da bacia, a complexidade técnica e política da definição de tal área, e, sobretudo ao espírito mesmo do SAGE que provém da iniciativa local. De acordo com o texto do SDAGE “não se julgou oportuno escolher esta possibilidade ofertada pela lei”. Em contrapartida, prossegue o texto “o SDAGE RMC propõe regras mínimas de coerência com o objetivo de que cada área de abrangência do SAGE esteja conforme ao espírito desejado pela lei” (Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 1996).

Quanto as orientações gerais para a definição da área de abrangência do SAGE, o SDAGE do RMC não difere muito daquelas fornecidas pelo “Guide Méthodologique des SAGE” (Ministère de l'Environnement, 1992), com exceção de que o SDAGE do RMC estabelece que as áreas de abrangência do SAGE deverão considerar sistematicamente: a) as ligações hidrológicas maiores, naturais ou artificiais (seja adaptando a área de abrangência a certas restrições, integrando por exemplo, a bacia hidrográfica de alimentação de uma transferência de água em direção a zona considerada; seja definindo claramente como serão geridas as condições ou limites de tal área); b) as principais fontes de poluição; c) os meios aquáticos notáveis identificados pelo SDAGE na sua totalidade; d) as ligações biológicas maiores com os meios adjacentes à montante ou à jusante; e) os meios particularmente degradados identificados pelo SDAGE em sua totalidade. A partir da observação destes aspectos, todo estudo preliminar para elaboração de SAGE apresentado ao Comitê de Bacia, deverá explicitamente comportar dois limites, um limite físico correspondente ao território geográfico correspondente para as futuras orientações do SAGE e um limite administrativo,

correspondente aos limites administrativos dos municípios correspondentes.

Embora o SDAGE RMC faça menção à necessidade dos SAGEs serem elaborados levando em consideração as especificidades de cada uma das 29 regiões geográficas em que foi subdividida a bacia, há que se ter claro, que estas regiões não se tratam de unidades indicativas de áreas de abrangência do SAGE.

Os primeiros SAGEs da Bacia RMC foram iniciados seguindo os princípios estabelecidos pelo “Guide Méthodologique des SAGE” (Ministère de l’Environnement, 1992). As áreas de abrangência traçadas para os SAGEs do Drôme, Gardons, Prunelli Gravone, Verdon, Gapeau, Calavon, respondiam simultaneamente a uma lógica hidrográfica e a entidades territoriais reconhecidas. Ao lado desses casos que fizeram escola, pode-se mencionar o caso particular do Drac, para o qual, de forma coordenada, dois SAGEs foram articulados à montante e à jusante. Estes SAGEs respeitaram realidades humanas e econômicas bem específicas, garantindo, no entanto, a coerência técnica das abordagens (Agence de l’Eau Rhône-Méditerranée-Corse, 2002).

No entanto, certos projetos apresentam SAGEs com áreas de abrangência parciais que não levam em conta a totalidade da bacia hidrográfica. De acordo com a Agence de l’Eau Rhône-Méditerranée-Corse (2002), o ideal seria que cada bacia hidrográfica elementar pudesse ser abrangida por um único SAGE, mas, ante a extensão de certas bacias e a diversidade e antinomia dos problemas existentes, raramente se consegue reunir as condições de aceitação de um tal projeto para o conjunto dos atores envolvidos. Assim, o SAGE parcial parece ser a única solução razoável para se buscar as respostas aos problemas relativos à parte do território onde as condições de negociação estão presentes. Porém, o perigo, é que tal abordagem setorial, pode ocultar os problemas globais da bacia e notadamente aqueles da solidariedade montante/jusante, criando-se com isso obstáculos à solução destes problemas. Deve-se, portanto, observar no momento de aceitação destes SAGEs, não somente a pertinência de sua área de abrangência em relação às questões locais as quais ele procura resolver, mas igualmente o fato que ele pode ser um elemento suscetível de favorecer a negociação global sobre o conjunto da bacia.

Com o objetivo de evitar problemas futuros oriundos da opção por áreas de abrangência parciais quando da elaboração dos SAGEs, o Comité de

Bacia Rhône-Méditerranée-Corse emitiu deliberação em 15/12/2000, reafirmando as regras fixadas pelo SDAGE e sublinhando a necessidade, nos casos de áreas de abrangência parciais, de se colocar em prática dispositivos de coordenação, à escala da bacia hidrográfica envolvida. A deliberação do Comitê chama a atenção para as dificuldades que podem ser geradas quando a área do SAGE não cobre a totalidade de uma bacia hidrográfica, especialmente no que se refere à questão do consenso entre atores bem como, no que se refere ao alcance jurídico das preconizações definidas. Nota-se que as determinações do SAGE que possam ter alguma relação com as obras, ações ou setores externos à área do SAGE, valem apenas como orientação, sem um real alcance regulamentar.

O SDAGE Rhin-Meuse (Comité De Bassin Rhin-Meuse, 1996), é o mais incisivo dos SDAGES analisados, pois, ao tratar da organização da gestão negociada da bacia, afirma textualmente que faz-se necessário observar a carta das unidades de referência SAGE para elaborar os projetos que serão submetidos à consulta das coletividades territoriais. As unidades de referência são constituídas de sub-bacias ou grupamentos de sub-bacias, cujo contorno é determinado pelo SDAGE. As 34 unidades de referência para delimitação das áreas de abrangência do SAGE na bacia Rhin-Meuse, se apoiam em critérios de coerência hidrográfica, hidrogeológica e sócio-econômica. Uma mesma zona do território não poderá estar contida, simultaneamente e, por um mesmo domínio (águas superficiais ou águas subterrâneas), a dois ou mais documentos SAGE.

A partir dos SDAGES analisados, verifica-se que apenas o SDAGE RMC, em contraposição ao previsto no Código do Ambiente, não definiu unidades de referência para elaboração dos SAGEs. Verifica-se também, a existência de SAGEs nas bacias Adour-Garonne e Loire-Bretagne que extrapolam em muito, a superfície desejável de 1000 a 2000 km², sugeridas pelo “Guide méthodologique des SAGE” (Ministère de l’Environnement, 1992). Fica evidente, nos SDAGES analisados, com exceção do Rhin-Meuse, uma certa preocupação em não assumir de forma clara no texto, o que vem prescrito na legislação. De forma que os textos dos demais SDAGES, quando fazem menção a delimitação da área de abrangência do SAGE, preferem utilizar a expressão “recomenda”, “pode” ao invés da expressão “deve”. A legislação francesa é clara, “o SAGE instituído por sub-bacia [...] cuja área de abrangência é **definida** pelo SDAGE”. Ou seja, o SDAGE não

recomenda, nem sugere, ele define a área de abrangência, esta é a prescrição legal contida no Código do Ambiente.

Verifica-se ainda, que algumas unidades de referência e, mesmo alguns SAGEs implantados ou em vias de implantação, adotam áreas de abrangência parciais, incluindo apenas a região à montante, mediana ou à jusante da bacia hidrográfica, ou então, apenas parte de um sistema aquífero. Este problema abordado de forma clara no documento produzido pela Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse (2002) vem sendo enfrentado mediante a exigência de se colocar em prática dispositivos de coordenação à escala da bacia hidrográfica ou sistema aquífero envolvido, porém isto não resolve totalmente o problema, pois o alcance jurídico do SAGE se restringe a sua área de abrangência, fora da qual seu valor é apenas orientativo.

PLANOS DE BACIA HIDROGRÁFICA (PBH) – BRASIL

De acordo com a Lei nº 9.433/97, em seu art. 6º, os planos de recursos hídricos (PRH) são planos diretores que visam fundamentar e orientar a implantação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento de recursos hídricos. Os planos serão concebidos por bacia hidrográfica, por Estado e para o País (art. 8º). A Lei nº 9.433/97 estabelece o conteúdo mínimo destes planos.

Em 29/05/2001 e 24/05/2002, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH), editou respectivamente as Resoluções nº 17 e nº 22, com o objetivo de melhor especificar os órgãos responsáveis pela elaboração dos Planos de Bacia Hidrográfica (PBH), bem como, o conteúdo destes planos. A Resolução CNRH nº 17/2001, em seu anexo disponibiliza ainda um Termo de Referência Básico, produzido pela Secretaria de Recursos Hídricos, de caráter orientativo para elaboração dos Planos de Recursos Hídricos de Bacia Hidrográfica.

Obedecida à regra geral estabelecida pela União, os Estados têm competência para estabelecer regras específicas para a elaboração dos planos de recursos hídricos para as bacias hidrográficas dos rios de seu domínio. Neste artigo, porém, se trabalhou apenas com a legislação federal que regula os planos de bacia hidrográfica.

Delimitação da área de abrangência do PBH

De acordo com a Lei nº 9.433/97, art. 8º, são estabelecidos três níveis para o planejamento de recursos hídricos: o nacional (Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH), os estaduais (Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH) e os das bacias hidrográficas (Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica – PBH).

A Resolução CNRH nº. 17/01, ao estabelecer critérios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos, determina em seu art. 5º que: “O Plano de Recursos Hídricos de uma sub-bacia somente poderá ser aprovado pelo seu Comitê, se as condições do seu exutório estiverem compatibilizadas com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica Principal”. A princípio parece haver uma contradição, uma vez que a Lei nº 9.433/97 define que o plano deve ser elaborado por bacia e a Resolução CNRH nº 17/01 admite planos de sub-bacia.

No entanto, há que se observar, que a mesma Lei nº 9.433/97, em seu art. 37, quando trata da área de atuação dos Comitês de Bacia Hidrográfica, estabelece que estes terão como área de atuação: I) a totalidade de uma bacia hidrográfica; II) sub-bacia hidrográfica de tributário do curso de água principal da bacia, ou de tributário desse tributário; III) grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas.

Por outro lado, o artigo 38 da mesma lei, estabelece que, compete ao Comitê de Bacia Hidrográfica, no âmbito de sua área de atuação, aprovar o Plano de Recursos Hídricos da bacia. Ora, a partir da interpretação sistemática destes dispositivos, pode-se deduzir que a área de abrangência do plano de recursos hídricos no nível da bacia pode incluir a totalidade da bacia hidrográfica, sub-bacia hidrográfica de tributário do curso de água principal da bacia, ou de tributário desse tributário, bem como, grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas. O que irá definir na verdade a área de abrangência do plano de recursos hídricos da bacia é a área de atuação do Comitê.

Problemas podem surgir, por exemplo, quando em uma mesma bacia hidrográfica atuam diferentes comitês em virtude da dupla dominialidade da água.

De acordo com a Constituição Federal Brasileira de 1988, são considerados bens de domínio da União (art. 21), os cursos de água que se inserem em mais de um Estado, façam limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham.

São considerados bens de domínio dos Estados (art. 26), as águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, que não sejam de domínio da União.

Como proceder para identificar se um rio é de domínio da União ou dos Estados? Além do texto constitucional mencionado anteriormente, há que se buscar a resposta na norma infra-constitucional. Atualmente a norma que regulamenta este tema, é uma Portaria do extinto Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica (DNAEE) n° 707/94, alterada por uma Resolução da Agência Nacional de Águas (ANA) n° 399/04, que trata dos critérios para classificação dos cursos d'água brasileiros quanto ao domínio. De acordo com as alterações inseridas pela Resolução da ANA n° 399/04, os critérios técnicos para identificação dos cursos de água são: 1) cada curso de água, desde a sua foz até a sua nascente, será considerado como unidade indivisível, para fins de classificação quanto ao domínio; 2) os sistemas hidrográficos serão estudados, examinando-se as suas correntes de água sempre de jusante para montante e iniciando-se pela identificação do seu curso principal; 3) em cada confluência será considerado curso d'água principal aquele cuja bacia hidrográfica tiver a maior área de drenagem; 4) a determinação das áreas de drenagem será feita com base na Cartografia Sistemática Terrestre Básica; e, 5) os braços de rios, paranás, igarapés e alagados não serão classificados em separado, uma vez que são considerados parte integrante do curso de água principal. A Nota Técnica n° 018/05 do Núcleo Gestor de Informação da ANA, ilustra bem a aplicação destes critérios para a definição da dominialidade dos cursos de água das bacias hidrográficas Piracicaba, Capivari e Jundiaí (ANA, 2005).

Assim, em virtude da dupla dominialidade da água instituída pela Constituição Federal, verifica-se no Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos a existência de Comitê de Bacia Hidrográfica de rio de domínio da União e Comitê de Bacia Hidrográfica de rio de domínio Estadual. Tal fato implica numa superposição de áreas de atuação para fins de planejamento no nível da bacia hidrográfica.

A Resolução do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) n°. 05/00, que estabelece diretrizes para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas, apresenta algumas respostas para o problema. O texto da resolução citada, procura em síntese dar orientações de como articular os Comitês de Bacia Hidrográfica, em especial, nas áreas onde

há superposição de área de atuação. Sendo assim, as ações dos Comitês de Bacia Hidrográfica em rios de domínio dos Estados, afluentes a rios de domínio da União, serão desenvolvidas mediante articulação da União com os Estados (Resolução CNRH n° 05/00, art. 3°) e os planos e decisões tomadas no âmbito dos comitês de sub-bacia, deverão ser compatibilizados com os planos e decisões relativos à respectiva bacia hidrográfica (Resolução CNRH n° 05/00, art. 6°). Tal compatibilização pode se dar através da definição do regime de vazão e de parâmetros quantitativos e qualitativos para o exutório da sub-bacia (Resolução CNRH n° 05/00, art. 6°, parágrafo único).

Especificamente no que se refere aos planos de recursos hídricos da bacia, a Resolução CNRH 05/00 estabelece no seu art. 7°, inciso II, que cabe aos Comitês de Bacias Hidrográficas, além do disposto no art. 38, da Lei n° 9.433/97, no âmbito de sua área de atuação, observadas as deliberações emanadas, de acordo com as respectivas competências do CNRH ou dos Conselhos Estaduais, aprovar o Plano de Recursos Hídricos da Bacia, respeitando as respectivas diretrizes: a) do Comitê de Bacia de curso de água do qual é tributário, quando existente, para efeito do disposto no art. 6° desta Resolução ou; b) do Conselho Estadual de Recursos Hídricos, ou do Distrito Federal, ou do Conselho Nacional de Recursos Hídricos, conforme o colegiado que o instituir. Cabe ainda ao Comitê, conforme inciso IV, do mesmo artigo, compatibilizar os planos de bacias hidrográficas de cursos de água de tributários, com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica de sua jurisdição.

A partir da leitura da Resolução CNRH 05/00 é possível verificar que a compatibilização dos planos de recursos hídricos de bacia hidrográfica de rio principal com os planos de recursos hídricos de bacia hidrográfica de tributários, ou de tributários de tributários, é de responsabilidade dos respectivos comitês de bacia.

A prática da delimitação do perímetro do PBH

Exposto o que estabelece a legislação brasileira acerca da definição da área abrangência do plano de recursos hídricos de bacia hidrográfica e como articular o planejamento nos casos de superposição de áreas, cumpre verificar como vem ocorrendo na prática a aplicação desta legislação. Com o objetivo meramente exemplificativo, utilizou-se como objeto

de análise o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul.

A Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul possui área de drenagem com cerca de 55.500 km². A bacia estende-se pelos estados de São Paulo (13.900 km²), do Rio de Janeiro (20.900 km²) e Minas Gerais (20.700 km²).

O rio Paraíba do Sul é formado pela união dos rios Paraibuna e Paraitinga, e o seu comprimento, calculado a partir da nascente do Paraitinga, é de mais de 1.100 km. Entre os principais formadores da margem esquerda destacam-se os rios Paraibuna mineiro, Pomba, Muriaé. Na margem direita os afluentes mais representativos são os rios Pirai, Piabanha e Dois Rios.

A bacia do Paraíba do Sul drena uma das regiões mais desenvolvidas do país, abrangendo parte do Estado de São Paulo, na região conhecida como Vale do Paraíba Paulista, parte do Estado de Minas Gerais, denominada Zona da Mata Mineira, e metade do Estado do Rio de Janeiro. Em toda essa extensão há 180 municípios, 36 dos quais estão parcialmente inseridos na bacia.

A população urbana total da bacia, estimada para o ano de 2005, era de aproximadamente 5 milhões de habitantes, sendo que desses, cerca de 2 milhões e duzentos mil vivem no Estado do Rio de Janeiro, 1 milhão e duzentos mil no Estado de Minas Gerais e 1 milhão e setecentos mil no Estado de São Paulo.

A Bacia do rio Paraíba do Sul compreende águas de domínio da União e de três estados distintos de forma que ela comporta quatro sistemas distintos de gestão: federal e dos Estados de São Paulo, Minas Gerais e Rio de Janeiro.

O processo de organização interna para a gestão das águas na Bacia do rio Paraíba do Sul encontra-se em nível bastante avançado. Atualmente, existem seis comitês atuantes na bacia, originários de processos organizativos distintos.

Dos comitês de bacia sob jurisdição federal tem-se: a) o Comitê para Integração da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul (CEIVAP), foi instituído pelo Decreto Federal nº 1.842/96, porém, neste decreto, não consta a sua área de atuação; b) Comitê das Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Pomba e Muriaé – CEHIPOM – MG/RJ, foi instituído pelo Decreto Federal s/nº de 05/06/2001 e tem como área de atuação os limites geográficos das bacias hidrográficas dos rios Pomba e Muriaé, tributários do Rio Paraíba do Sul, localizadas nos Estados de Minas Gerais e

Rio de Janeiro, de domínio da União, delimitada pelas áreas de drenagem com seus exutórios, locados em escala de 1:1.000.000, nas coordenadas 42°10' longitude oeste e 21°38' latitude sul, e nas coordenadas 41°21' longitude oeste e 21°43' latitude sul, respectivamente.

Dos comitês de bacia sob jurisdição estadual tem-se: a) Comitê de Bacia Hidrográfica do Paraíba do Sul (CBH-PS) – SP, instituído pela Lei Estadual nº 9.034/94. Sua área de atuação, alterada pela Deliberação do Conselho Estadual de Recursos Hídricos de São Paulo nº 32/2001, corresponde à área da Unidade Hidrográfica de Gerenciamento de Recursos Hídricos 02 – Paraíba do Sul, ou seja, abrange todo o trecho paulista da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul; b) Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piabanha e Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Paquequer e Preto – RJ, instituído pelo Decreto nº 38.235/05. Tem como área de atuação, a região hidrográfica constituída pela totalidade das bacias hidrográficas dos cursos de água afluentes do rio Piabanha que drenam os municípios de Petrópolis, Teresópolis, Areal, Três Rios, São José do Vale do Rio Preto, Paty do Alferes, Paraíba do Sul. Acrescida das áreas das bacias hidrográficas dos afluentes do Rio Paraíba do Sul, pela margem direita, que drenam os municípios de Sumidouro, Sapucaia e Carmo, situados na Região Serrana do Estado do Rio de Janeiro; c) Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Preto e Paraibuna - CBH Preto e Paraibuna – MG, instituído pelo Decreto Estadual nº 44.199/05. Tem como área de atuação os municípios que integram a Bacia Hidrográfica dos afluentes mineiros dos rios Preto e Paraibuna; d) Comitê da Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé – CBH rio Pomba e Muriaé, instituído pelo Decreto Estadual de Minas Gerais nº 44.290/06 e tendo como território de atuação os municípios que integram a Bacia Hidrográfica dos Afluentes Mineiros dos Rios Pomba e Muriaé; e) Comitê das Bacias Hidrográficas dos Rios Guandu, da Guarda e Guandu Mirim - Comitê Guandu, instituído pelo Decreto Estadual do Rio de Janeiro nº 31.178/02. A área física de atuação do Comitê Guandu não abrange territórios da bacia do rio Paraíba do Sul. Porém, devido à vinculação hídrica entre as bacias do Guandu e do Paraíba do Sul, em virtude da transposição de até 160 m³/s para geração de energia e abastecimento da população da região metropolitana do Rio de Janeiro, tais bacias têm um forte vínculo e questões relevantes a serem negociadas e debatidas

pelos atores das duas bacias. A atuação do Comitê da Bacia Hidrográfica do Guandu compreende a bacia hidrográfica do Rio Guandu, incluídas as nascentes do Ribeirão das Lajes, as águas desviadas do Rio Paraíba do Sul e do Piraí, os afluentes ao Ribeirão das Lajes, ao Rio Guandu e ao Canal de São Francisco, até a sua desembocadura, na Baía de Sepetiba, bem como as bacias hidrográficas dos Rios da Guarda e Guandu-Mirim.

Pelo que foi exposto anteriormente, o que define a área de abrangência do plano de recursos hídricos da bacia é a área de atuação do Comitê. Pela leitura da área de atuação dos comitês legalmente instituídos na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Sul e, portanto, com competência para aprovação dos respectivos planos de recursos hídricos, verifica-se em cinco casos (CEIVAP, CBH-PS, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Piabanha e Sub-Bacias Hidrográficas dos Rios Paquequer e Preto – RJ, CBH Preto e Paraibuna – MG, CBH rio Pomba e Muriaé e Comitê Guandu) inobservância em relação ao que estabelece o art. 37, da Lei nº 9.433/97. A lei não faz menção a trecho de rio, a região hidrográfica, a municípios que integram uma bacia hidrográfica, pelo contrário, a lei é clara no sentido de que os comitês terão como área de atuação a totalidade da bacia, a sub-bacia hidrográfica de tributário do curso de água principal da bacia ou de tributário desse tributário, ou ainda grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas. Somente no caso do CEHIPOM é que se verificou uma total observância com os requisitos legais, inclusive apresentando as coordenadas geográficas dos exutórios dos rios Pomba e Muriaé no rio Paraíba do Sul.

Partindo do pressuposto legal que a área de abrangência do Plano de Recursos Hídricos de Bacia Hidrográfica corresponde a área de atuação dos comitês, é óbvio que haverá problemas de superposição e articulação das diferentes escalas de planejamento, se estas áreas não forem definidas de forma clara e precisa.

Há que se redobrar a atenção quando da elaboração dos atos normativos de criação dos comitês de bacia hidrográfica. Não é possível que se continue a produzir atos normativos tão dessintonizados com a tecnologia da informação geográfica que se dispõe atualmente. O Conselho Nacional de Recursos Hídricos e os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos têm um papel fundamental no processo de elaboração normativa, pois são os órgãos que em primeira instância têm competência legal para aprovar a criação

dos comitês de bacia. Somente após aprovação no respectivo conselho, é que se encaminha para o Poder Executivo Federal ou estaduais a elaboração do decreto de criação dos comitês.

Um outro aspecto que deve ser observado é a articulação entre os planos de recursos hídricos de bacia de rio principal e de tributários. Conforme estabelecido nos arts. 6º e 7º da Resolução CNRH 05/00, os planos e decisões tomadas no âmbito dos comitês de sub-bacia deverão ser compatibilizados com os planos e decisões relativos à respectiva bacia hidrográfica. A compatibilização se realiza basicamente através da definição do regime de vazão e parâmetros quantitativos e qualitativos estabelecidos para o exutório da sub-bacia. Da mesma forma, os comitês só podem aprovar o Plano de Recursos Hídricos da Bacia respeitando as diretrizes do Comitê de Bacia de curso de água do qual é tributário e dos respectivos Conselhos Federal e Estadual.

Assim, seguindo as orientações da Resolução do CNRH, poderia-se avançar na articulação dos planos do comitê de bacia de rio principal com os comitês de sub-bacia, explicitando claramente na instituição dos comitês, que eles obrigatoriamente deverão respeitar os parâmetros qualitativos e quantitativos para o exutório da sub-bacia, bem como, eventual regime de vazão. O ideal seria que estes exutórios já viessem identificados através de coordenadas geográficas no ato normativo de constituição do comitê.

Nem sempre se percebe que a norma jurídica pode exercer uma função pedagógica importante, desde que bem elaborada. Assim o ato normativo de criação dos comitês uma vez bem estruturado nos aspectos jurídico-formal e técnico, pode contribuir de forma significativa na prevenção de conflitos oriundos da aplicação de uma norma mal elaborada pelo Poder Público.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Da análise dos sistemas francês e brasileiro de gestão de recursos hídricos, no que se refere a delimitação da área de abrangência da unidade de planejamento, é possível verificar do lado francês, uma prática mais consentânea com o objetivo da coerência almejado pela lei. Ao atrelar a área de abrangência do SAGE às unidades de referência indicadas no SDAGE, o que a lei pretendeu foi garantir que o planejamento das unidades hidrográficas de pequeno porte fosse compatível com o planejamento da bacia como um todo. Embora cinco dos seis SDAGEs

cumpram o requisito legal de indicar as unidades de referência dos SAGEs, verifica-se uma certa cautela dos referidos textos ao apresentá-las como áreas de abrangência pré-fixadas, preferindo apresentá-las como áreas recomendadas, deixando margem para certa flexibilidade a partir da realidade de determinadas situações de negociação local.

A partir do fortalecimento do alcance jurídico do SAGE com a Lei aprovada em 30/12/2006, tornando-o oponível a terceiros, recomenda-se fazer uma reflexão mais aprofundada sobre a questão dos SAGEs parciais, ou seja, aqueles que ocupam apenas parte de determinada unidade hidrográfica ou sistema aquífero, para verificar de que forma é possível articular as ações regulamentadoras que extrapolam a área de competência do SAGE. O objetivo é evitar que o SAGE se transforme numa fonte de conflito.

A lei brasileira que instituiu a planificação na gestão de recursos hídricos (Lei nº 9.433/97, art. 8º) menciona apenas plano de bacia hidrográfica. Somente a partir da interpretação sistemática com os dispositivos que tratam dos Comitês de Bacia, pode-se afirmar que a área de abrangência do plano é o mesmo da área de atuação do Comitê. Ou seja, além da totalidade de uma bacia hidrográfica, pode abranger também, sub-bacia hidrográfica de tributário de curso de água principal ou de tributário desse tributário e grupo de bacias ou sub-bacias hidrográficas contíguas. A legislação francesa é mais abrangente neste aspecto, pois abre a possibilidade de elaboração do SAGE por sub-bacia, por um grupoamento de sub-bacias correspondentes a uma unidade hidrográfica coerente ou por um sistema aquífero. No Brasil não existe a possibilidade legal de um plano de recursos hídricos para um sistema aquífero, o que a Resolução CNRH nº 22/02 estabelece, é que os planos de recursos hídricos devem caracterizar os aquíferos e definir as inter-relações de cada aquífero com os demais corpos hídricos superficiais e subterrâneos, visando sua gestão sistemática e integrada. A Resolução do CNRH citada, de certa forma, supre a lacuna da lei federal que omitiu a água subterrânea do instrumento de planificação.

Outro aspecto importante que cumpre ressaltar da análise comparativa do sistema francês e brasileiro de planificação da gestão dos recursos hídricos, é a questão da regulamentação infra-legal deste tema. Pela quantidade de instrumentos normativos que regulam a planificação da gestão dos recursos hídricos, pode-se ter uma idéia do estágio de implantação deste instrumento na França. No Brasil, ainda é incipiente o número de normas que tratam do instrumento da planificação. Tem-se ainda um longo caminho a percorrer nesta área. Os planos são mais formais do que operacionais.

A análise comparativa permitiu verificar, que no Brasil, não existe indicação de uma delimitação de área de abrangência adequada em termos de superfície de drenagem da unidade de planejamento, como no caso da França, que sugere de 1.000 km² à 2.000 km². Em um país de dimensões continentais como o Brasil, uma escala de planejamento a este nível com certeza é inviável, no entanto, não é de se descartar a hipótese de se estabelecer uma área em termos de superfície de drenagem que seja adequada a nossa realidade, como forma de orientar o processo de planejamento.

Quanto ao aspecto da delimitação da área de abrangência do PBH, verificou-se a necessidade de uma maior atenção por parte do CNRH e dos CERHs quando da aprovação das resoluções de criação de comitês de bacia hidrográfica, a fim de garantir que no ato normativo de sua institucionalização venha claramente explicitado, no nível de coordenadas geográficas e mapas de localização, a área de atuação dos comitês, bem como, a obrigatoriedade no casos de comitês de sub-bacias, de se respeitar os parâmetros qualitativos e quantitativos definidos para o exutório da sub-bacia. Embora conscientes de que tais medidas não sejam uma panacéia para todos os males que advêm da superposição da atuação de comitês em uma mesma bacia hidrográfica, não resta dúvida que elas podem contribuir de forma significativa na prevenção de conflitos oriundos da aplicação de uma norma mal elaborada.

Referências

- AGENCE DE L'EAU ADOUR-GARONNE. (1996). *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. <http://www.eau-adour-garonne.fr/sdage/default.html>, acesso em 24/8/2008.
- AGENCE DE L'EAU ARTOIS-PICARDIE. (1996). *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. http://www.eau-artois-picardie.fr/article.php3?id_article=444, acesso em 24/8/2008.

AGENCE DE L'EAU LOIRE-BRETAGNE. (1996). *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. http://www.eau-loire-bretagne.fr/sdage_et_sage/le_sdage, acesso em 25/8/2008.

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MÉDITERRANÉE-CORSE. (1996). *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. <http://www.eaurmc.fr/agence-bassin-rmc/sdage.php>, acesso em 24/8/2008.

AGENCE DE L'EAU RHÔNE-MÉDITERRANÉE-CORSE. (2002) *Sage mode d'emploi n°2*. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/doc/guides/sage-mode-emploi-2.pdf>, acesso em 22/5/2007.

AGENCE DE L'EAU SEINE-NORMANDIE. (1996) *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. <http://www.eau-seine-normandie.fr/index.php?id=1497>, acesso em 25/8/2008.

ANA. (2005) *Nota técnica n° 18/2005/NGI*. Brasília: ANA.

BRASIL. Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988. <http://www.planalto.gov.br/leg.asp>, acesso em 25/8/2008.

BRASIL. Decreto Federal n° 1.842, de 22 de março de 1996. <http://www.ceivap.org.br/downloads/DecretodeCriacaodoCEIVAP.pdf>, acesso em 26/8/2008.

BRASIL. Decreto Federal s/n° de 05 de junho de 2001. http://www.cnrh-srh.gov.br/legisla/dec_pomba_muriae.htm, acesso em 26/8/2008.

BRASIL. Lei n°. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm, acesso em 25/8/2008.

BRASIL. Resolução ANA n° 399, de 22 de julho de 2004. <http://www.ana.gov.br/AcoesAdministrativas/Resolucoes/resolucoes.asp?ano=2004&tipo=sequencial>, acesso em 25/8/2008.

BRASIL. Resolução CNRH n° 17, de 29 de maio de 2001. <http://www.cnrh-srh.gov.br/>, acesso em 25/8/2008.

BRASIL. Resolução CNRH n° 22, de 24 de maio de 2002. <http://www.cnrh-srh.gov.br/>, acesso em 25/8/2008.

BRASIL. Resolução CNRH n° 5, de 10 de abril de 2000. <http://www.cnrh-srh.gov.br/>, acesso em 25/8/2008.

COMITÉ DE BASSIN RHIN-MEUSE (1996) *Schéma Directeur d'Aménagement et des Gestions des Eaux*. <http://www.eau2015-rhin-meuse.fr/fr/directive/index.php>, acesso em 24/8/2008.

FRANÇA. Circular DCE n° 2004-05, de 22 de abril de 2004. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Circular DCE n° 2005-10, de 4 de abril de 2005. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Circular DCE n° 2005-11, de 29 de abril de 2005. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Circular DCE n° 2005-12, de 28 de julho de 2005. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Circular de 15 de outubro de 1992, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Circular de 9 de novembro de 1992, <http://aida.ineris.fr/textes/circulaires/text0389.htm>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Circular de 22 de março de 2006, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Circular do Ministério do Meio Ambiente, do Ministério da Indústria, Correio e Telecomunicações de 4 de maio de 1995, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Circular do Ministério do Meio Ambiente de 12 de maio de 1995, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Código do Ambiente, art. L 212-3, alterado pela Lei n° 2006-1772, de 30 de dezembro de 2006, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Decreto n° 92-1042, de 24 de setembro de 1992. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Decreto n° 2005-475, de 16 de maio de 2005, <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Diretiva Quadro da Água n° 2000/60/CE, de 23 de outubro de 2000. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Lei n° 92-3, de 3 de janeiro de 1992. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Lei n° 2004-338, de 21 de abril de 2004. <http://www.legifrance.gouv.fr/>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Lei n° 2006-1772, de 30 de dezembro de 2006. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/lois.html>, acesso em 25/8/2008.

FRANÇA. Portaria do Ministério do Meio Ambiente, de 10 de abril de 1995. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTTEXT000000718592>, acesso em 26/8/2008.

FRANÇA. Portaria do Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável de 16 de maio de 2005. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTTEXT000000258952>, acesso em 26/8/2008.

- FRANÇA. Portaria do Ministério da Ecologia e do Desenvolvimento Sustentável de 17 de março de 2006. <http://www.legifrance.gouv.fr/affichTexte.do?cidTexte=JORFTEXT000000609821>, acesso em 26/8/2008.
- GAZZANIGA, J-L; OURLIAC, J-P; LARROUY-CASTERA, X. (1998) *L'eau: usages et gestion*. Paris:Litec.
- MINAS GERAIS. Decreto nº 44.199, de 29 de dezembro de 2005. http://comites.igam.mg.gov.br/new/index.php?option=com_content&task=view&id=15&Itemid=398, acesso em 26/8/2008.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE ET DU DÉVELOPPEMENT DURABLE (2006) *La loi n° 2006-1772 du 30 décembre 2006*. http://www.ecologie.gouv.fr/IMG/pdf/dossier_presse_lem_20-12-06.pdf, acesso em 19/4/2007.
- MINISTÈRE DE L'ÉCOLOGIE, DE L'ÉNERGIE, DU DÉVELOPPEMENT DURABLE ET DE L'AMÉNAGEMENT DU TERRITOIRE . (2008) *Guide méthodologique pour l'élaboration et la mise en œuvre des Schémas d'Aménagement et de Gestion des Eaux*. MEEDDAT. <http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/guides.html#METHODO>, acesso em 24/8/2008.
- MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT. (1992). *Guide méthodologique des SAGE*. http://www.gesteau.eaufrance.fr/documentation/guides/GM_part2.html, acesso em 30/5/2007.
- RIO DE JANEIRO. Decreto Estadual do Rio de Janeiro nº 31.178, de 3 de abril de 2002. <http://www.comiteguandu.org.br/>, acesso em 26/8/2008.
- RIO DE JANEIRO. Decreto Estadual nº 38.235, de 14 de setembro de 2005. http://www.serla.rj.gov.br/recursos/comite_parte2.asp, acesso em 26/8/2008.
- SÃO PAULO. Lei Estadual nº 9.034, de 27 de dezembro de 1994. http://www.cetesb.sp.gov.br/licenciamentoo/legislacao/estadual/leis/1994_Lei_Est_9034.pdf, acesso em 26/8/2008.
- SCARWELL, H-J. (2006) Regard croisés sur les territoires de l'environnement: l'exemple de l'eau et de l'air. In: *La décentralisation de l'environnement : territoires et gouvernance*. FOUCHER, K.; ROMI, R. (Org.). Marseille : Presses Universitaires D'Aix-Marseille, Faculté de Droit et de Science Politique, pp. 133-142.
- STRUILLLOU, J-F. (2006) Vers une nouvelle gouvernance de l'eau et de milieux aquatiques: la commission locale de l'eau. In: *La décentralisation de l'environnement : territoires et gouvernance*. FOUCHER, K.; ROMI, R. (Org.). Marseille : Presses Universitaires D'Aix-Marseille, Faculté de Droit et de Science Politique, pp. 143-152.

Noemía Bohn Professora da Universidade Regional de Blumenau – FURB.
E-mail: noemia@furb.br.

Flavie Cernesson UMR TETIS Cemagref-Cirad- AgroParisTech.Engref, France. E-mail: flavie.cernesson@teledetection.fr

Sophie Richard AgroParisTech.Engref, France.

Adilson Pinheiro Departamento de Engenharia Civil da Universidade Regional de Blumenau –FURB. E-mail : pinheiro@furb.br

Monitoramento comunitário da qualidade da água: uma ferramenta para a gestão participativa dos recursos hídricos no semi-árido

Maria Cléa Brito de Figueirêdo
Vicente de Paulo Pereira Barbosa Vieira
Suetonio Mota, Morsyleide de Freitas Rosa
Lúcia de Fátima Pereira Araújo
Ênio Girão, Bryan L. Duncan

RESUMO: No Brasil, o envolvimento da sociedade civil na gestão das águas tem sido promovido por meio da implantação de Comitês de Bacias Hidrográficas e de campanhas educativas sobre a importância da gestão hídrica. Entretanto, a efetiva participação comunitária vem sendo comprometida pelo desconhecimento dos problemas ambientais locais que se refletem sobre a quantidade e qualidade da água disponível. O presente trabalho tem como objetivo refletir sobre a gestão participativa e o monitoramento qualitativo dos recursos hídricos no país, avaliando os benefícios oriundos da adoção do modelo de monitoramento comunitário dos Vigilantes da Água Global (Global Water Watch –GWW) no semi-árido. São analisados os desafios e oportunidades relacionadas à aplicação do modelo, apresentando-se a experiência na formação de grupos de monitoramento no assentamento rural Santa Bárbara, Jaguaratama - CE. Os resultados obtidos com a implantação do modelo reforçam a importância do “aprender fazendo” na mudança de atitude e na criação de uma consciência política, atributos essenciais à participação ativa da sociedade na gestão das águas.

PALAVRAS-CHAVE: gestão participativa, monitoramento comunitário, qualidade da água, semi-árido nordestino.

ABSTRACT: In Brazil, the engagement of the civil society in water management actions has been promoted through the implantation of Waterbasin Committees and environmental education campaigns. However, the effective public participation has been inhibited by their lower environmental literacy, leading to greater problems of water scarcity and quality. This work aims to reflect about participatory management and water quality monitoring in the country, evaluating the benefits of adopting the Global Water Watch (GWW) model of community-based water quality monitoring in Brazil semi-arid region. Challenges and opportunities related to the adoption of this model are analyzed, presenting the experience of organizing water monitoring groups in the Santa Bárbara rural settlement, Jaguaratama, Ceará. The results obtained with the adoption of the model reinforce the importance of “learning by doing” in changing attitudes and in the formation of a political consciousness, essential attributes to the active participation of society in the waterbasin management.

KEYWORDS: participatory management, community-based monitoring, water quality, semi-arid

INTRODUÇÃO

A água é um recurso que está disponível em quantidade e qualidade variadas no tempo e no espaço, independente das necessidades humanas. No Brasil e no mundo, situações de escassez hídrica e/ou insatisfação dos usuários com a qualidade das águas são comuns, requerendo seu gerenciamento para equalização da demanda com a oferta hídrica.

A partir da década de 90, as diretrizes para a gestão dos recursos hídricos em todo o mundo afirmam a importância da integração das questões relacionadas à água com as questões ambientais, da descentralização das ações e da participação da sociedade no planejamento e implementação de ações que garantam os usos múltiplos. Essas diretrizes estão presentes na Declaração de Dublin (1992),

na Agenda 21 e na Política Nacional de Recursos Hídricos.

O envolvimento de representantes da sociedade civil brasileira na gestão das águas tem sido promovido pelos governos federal e estadual com a implantação de Comitês de Bacias hidrográficas em todo o território nacional e com a realização de campanhas educativas informando a população sobre a importância da gestão hídrica na qualidade de vida. Entretanto, a participação comunitária nos Comitês vem sendo comprometida pelo desconhecimento dos problemas ambientais locais e regionais que se refletem sobre a quantidade e qualidade da água disponível.

Esse fato é especialmente comprometedor em regiões de baixa renda e escolaridade, características da região semi-árida nordestina. Nessas regiões, comunidades afastadas dos rios perenizados e dos grandes e médios reservatórios, sobrevivem da agricultura de sequeiro e da criação de ovinos e caprinos, abastecidas pela água acumulada em pequenos reservatórios, cisternas e poços, em sua maioria, de águas salobras. Essas localidades não são abrangidas por ações de monitoramento da quantidade e da qualidade da água, acarretando o desconhecimento pela população local da ocorrência de contaminação dos corpos hídricos e dos problemas associados à contaminação.

Esse trabalho aborda o processo participativo na gestão hídrica no Brasil, vinculada a realidade física e social do semi-árido, apresentando um modelo de monitoramento comunitário da qualidade da água, como estratégia capaz de fomentar a participação de comunidades sertanejas na gestão hídrica.

VISÃO HISTÓRICA DA GESTÃO PARTICIPATIVA DAS ÁGUAS NO BRASIL

A gestão pública das águas no Brasil foi marcada por uma mudança de paradigma na compreensão da questão hídrica e na sua forma de gestão. Até meados da década de 70, a água era compreendida como um recurso isolado do sistema natural, abundante, com exceção da região semi-árida nordestina, e prioritária para o desenvolvimento do país, no que concerne ao seu uso para a agricultura irrigada e como fonte geradora de energia elétrica. Com essa visão, foi estabelecido, em 1934, o Código das Águas (Decreto 24.643, de 10/07/1934), marco regulatório que possibilitou a expansão do setor de energia hidroelétrica no país. A administração da água, segundo o Código, ocorreu de forma centralizada nos governos federal e estadual

e esteve focada na gestão quantitativa, na concessão de uso para geração de energia e, posteriormente, para irrigação de projetos públicos.

A mudança de paradigma para uma gestão integrada e participativa ocorreu como resultado de dois processos primordiais. Primeiramente, intensificaram-se em todo o mundo os debates das questões ambientais, que integrava a água aos demais recursos naturais, ressaltando sua situação de escassez e degradação da qualidade, resultante do desperdício no seu uso, do aumento da poluição, do desmatamento e do uso inadequado do solo na agricultura e no meio urbano. A integração da gestão hídrica à gestão ambiental teve como principais fóruns mundiais de discussão a Conferência Internacional sobre Desenvolvimento das Águas e do Meio Ambiente (1992), a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento (Eco-1992) e a Conferência sobre Avaliação e Gerenciamento de Recursos Hídricos (1996).

O envolvimento de diferentes grupos civis no debate ecológico global desencadeou a formação de associações comunitárias estruturadas com o objetivo de atuar na melhoria da qualidade de vida local, propagando-se o pensamento, no final do século XX, da importância de pensar globalmente e agir localmente. A participação da população na gestão hídrica tornou-se aparente com a constatação da escassez hídrica e necessidade de racionalização do uso da água para garantia de reservas em quantidade e qualidade aceitáveis. A Declaração de Dublin, de 1992, chama a atenção dos países para os riscos inerentes aos problemas de desperdício e poluição das reservas hídricas e para a necessidade de se contar com a participação da sociedade na adoção de ações que levem ao seu uso eficaz.

Posteriormente, aliada ao debate ecológico global, a democratização política no Brasil, a partir da década de 80, arraigou na política e na legislação a busca da preservação do meio ambiente a partir da educação e participação da sociedade civil. A Constituição de 1988 aponta o direito de todos ao meio ambiente ecologicamente equilibrado imputando ao poder público e a coletividade o dever de protegê-lo. Já a Política Nacional de Meio Ambiente (Lei 6.938, de 31/08/1981) integrava a gestão da água na gestão dos recursos naturais e reconhecia a educação ambiental como instrumento para a participação da comunidade na defesa dos recursos ambientais.

Os debates mundiais sobre a importância da gestão hídrica no desenvolvimento sustentável e a

legislação ambiental nacional já em vigor refletiram-se na formulação de uma nova política de recursos hídricos no Brasil, promulgada pela Lei 9.433 em 08/01/1997. A Política Nacional de Recursos Hídricos – (PNRH) definiu os princípios e instrumentos de gestão das águas no país, tendo como objetivos:

- “assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos;
- a utilização racional e integrada dos recursos hídricos;
- a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos.”

Com esses objetivos, o governo consolida seu compromisso com a gestão da quantidade e da qualidade da água para usos múltiplos, de forma integrada a gestão dos demais recursos ambientais. Além disso, essa legislação reconhece a água como indispensável à vida, como bem escasso e com valor econômico, e como bem a ser gerenciado de forma descentralizada e com a participação ativa da sociedade civil nas diferentes bacias hidrográficas do país.

Anteriores a legislação federal, leis estaduais sobre o gerenciamento de recursos hídricos em vários estados brasileiros foram promulgadas fundamentadas nos mesmos princípios da PNRH de participação da sociedade e de gestão integrada, dentre eles: São Paulo, 1991; Ceará, 1992; Rio Grande do Sul, 1994; Bahia, 1995; Sergipe, 1995; Paraíba, 1996 e Pernambuco, 1997 (Barth, 2002).

A principal ação política fomentadora da gestão participativa foi a criação de comitês em bacias hidrográficas. Segundo a PNRH, os Comitês de Bacias são colegiados compostos por representantes da União, dos Estados, dos municípios, das entidades civis de recursos hídricos com atuação na bacia e de usuários das águas. Os Comitês têm como objetivos principais debater as questões hídricas locais e regionais, aprovar os Planos de gestão de bacias e acompanhar o cumprimento das metas estabelecidas nos respectivos planos.

O Rio Grande do Sul foi o primeiro Estado brasileiro a formar um Comitê de Bacias, em 1988, na bacia do Rio dos Sinos (Nogueira, 2004). O Estado do Ceará foi o primeiro Estado nordestino a organizar Comitês de Bacia, sendo o primeiro Comitê o da bacia do Curu, formado em 1997 (Souza Filho, 2001). Atualmente, o Ceará tem instalados os comitês referentes às 10 bacias estaduais, faltando apenas a bacia do Parnaíba que é uma bacia federal. Outros

Estados, como Minas Gerais, também possuem experiências de gestão das águas com a participação ativa de Comitês de Bacias (Coelho, 2001).

No Ceará, além dos Comitês de Bacias também vêm sendo constituídas entidades deliberativas sobre as questões hídricas atuantes em microbacias, como os Conselhos Gestores de Recursos Hídricos. Esses Conselhos são formados em comunidades que se abastecem de açudes, visando fomentar a participação na alocação de água e no estabelecimento de regras de uso e preservação de um determinado manancial (Garjulli, 2001).

A formação de Comitês de Bacias é um avanço na democratização da gestão das águas no país, constituindo-se num espaço de debate, conscientização e formulação de estratégias diferenciadas de uso eficiente da água, considerando-se as especificidades socioeconômicas e ecológicas das regiões brasileiras. Seu processo de constituição requer a mobilização da sociedade, educação ambiental e contínuo incentivo à participação na gestão hídrica (Garjulli, 2001; Nogueira, 2004). Sua manutenção requer apoio financeiro e institucional capaz de subsidiar as discussões e tomada de decisão pelos seus integrantes.

Nesse processo, o conhecimento e a compreensão das questões relacionadas ao meio físico e aos problemas socioambientais inerentes a cada bacia hidrográfica é de extrema importância, além da atuação ativa da comunidade na resolução dos problemas. O conhecimento dos problemas inerentes aos recursos hídricos deve ser baseado em estudos particulares de cada bacia hidrográfica, embora essa informação muitas vezes não esteja disponível em meios não acadêmicos. A compreensão da intrínseca teia ecológica na qual a água é o fio principal, entretanto, requer que as ligações dessa teia possam ser estabelecidas por cada um a partir da vivência pelos membros da comunidade dos problemas ambientais de sua região. Somente essa compreensão permite o engajamento, a mudança de atitude pessoal e coletiva na busca pela melhoria da qualidade ambiental.

O MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA NO BRASIL

O monitoramento da qualidade das águas, assim como da quantidade, é essencial ao planejamento da oferta hídrica, de forma a atender as necessidades dos diferentes usuários de uma bacia hidrográfica. Entretanto, historicamente no Brasil, o monitoramento da água tem sido focado na quantidade disponível

e no movimento das massas hídricas para o estudo do clima e planejamento energético e de irrigação. Em especial, na região semi-árida, onde a escassez hídrica compromete o desenvolvimento econômico e social da região, o monitoramento quantitativo tem sido o foco das ações governamentais, subsidiando a tomada de decisão quanto aos locais para construção de reservatórios, para instalação e expansão das redes de canais de irrigação e para transposição de água entre bacias.

Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA, em 2006, a Rede Hidrometeorológica Nacional era composta por 4.341 estações, sendo 1.286 de monitoramento da qualidade da água, com um período trimestral de amostragem de cinco parâmetros: pH, turbidez, condutividade elétrica, temperatura e oxigênio dissolvido. Na avaliação da ANA, apenas 14 Estados brasileiros, em sua maioria localizados nas regiões sul e sudeste, possuem sistemas de monitoramento considerados bons ou ótimos (MMA, 2006).

Com relação às redes estaduais de monitoramento da qualidade da água, a Fundação do Estado do Rio de Janeiro (FEEMA) e a Companhia de Tecnologia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) possuem as redes mais extensas e com as séries históricas mais longas do país, datando da década de 70 (Braga et al, 2002). No Ceará, a Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH) iniciou em 1999 o monitoramento trimestral da salinidade das águas em 117 reservatórios e em 2001 o monitoramento semestral em seções dos rios Parnaíba, Acaraú, Curu e Jaguaribe, além do monitoramento mensal de açudes que abastecem a região metropolitana de Fortaleza (COGERH, 2002).

Outra importante rede de monitoramento da qualidade da água foi constituída a partir de 1986 com o Programa Nacional de Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano, do Ministério da Saúde (Freitas; Freitas, 2005). A Portaria 518 de 25/03/2004 traz em seu texto um plano de amostragem e frequência para coleta e análise de água para consumo humano para uma série de parâmetros físico-químicos, químicos e bacteriológicos, que também são de relevância para os demais usuários das águas numa bacia. Entretanto, esses dados não são de livre acesso, nem integram uma base de dados comum sobre qualidade da água no país.

O monitoramento da qualidade das águas em todo o país se caracteriza por ser embrionário na administração de muitas instituições responsáveis pela gestão das águas e por ser realizado por ins-

tuições governamentais, que com as crises orçamentárias descontinuam as análises ou reduzem os parâmetros monitorados. As informações levantadas dificilmente estão acessíveis ao público em geral ou aos Comitês de Bacias. A imensa quantidade de cursos d'água no país também limita o monitoramento aos principais rios e reservatórios, sendo inexistentes informações sobre a qualidade da água de pequenos reservatórios, córregos e rios de 1ª e 2ª ordem em todo o país.

Nesse contexto, destacam-se os projetos de monitoramento da qualidade da água implementados em comunidades, por possibilitarem o conhecimento, compreensão e participação ativa de cidadãos comuns na gestão local dos recursos ambientais. Nos últimos 20 anos, tem-se consolidado o trabalho de voluntários no monitoramento de rios e represas nos Estados Unidos. Esse trabalho vem sendo incentivado pela Agência de Proteção Ambiental americana (EPA), por compreender suas limitações financeiras e de recursos humanos no trabalho de monitoramento das águas e do benefício proveniente da parceria com a comunidade, na ampliação da compreensão das questões ambientais. Desde 1978, agências estaduais de meio ambiente americanas de 26 Estados têm financiado projetos de monitoramento comunitário da água. Estima-se que em 2004, cerca de 5.000 voluntários monitoravam a qualidade da água em mais de 1.800 pontos nos Estados Unidos (Overdevest et al, 2004).

O MODELO DE MONITORAMENTO COMUNITÁRIO DA ÁGUA DOS VIGILANTES DA ÁGUA GLOBAL (GLOBAL WATER WATCH – GWW)

Desde 1992, a Universidade de Auburn, no Alabama, Estados Unidos, atua na consolidação de uma rede mundial de “Vigilantes da Qualidade da Água (GWW)”. A rede no Alabama contava, em 2006, com 240 grupos de monitoramento, coletando e analisando dados em 1.800 diferentes locais em 700 corpos d'água (CWM, 2006). Grupos de monitoramento na Tailândia, Filipinas, Equador, México e Brasil integram essa rede (Auburn University, 2008). A rede GWW foi estruturada de acordo com o modelo conceitual de monitoramento comunitário apresentado na Figura 1 que culmina na melhoria da qualidade de vida de comunidades, numa dada bacia hidrográfica.

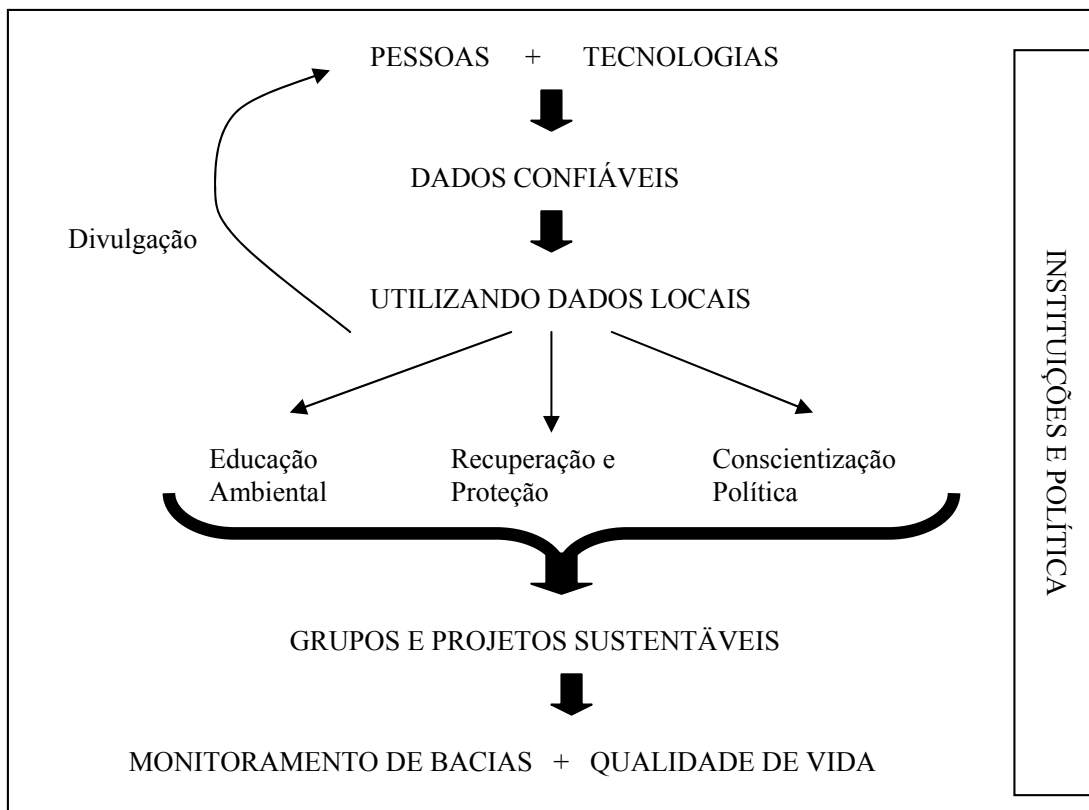


FIGURA 1. Modelo de Monitoramento Comunitário da rede GWW.
Fonte: CWM (2006)

Pessoas

As pessoas se organizam em grupos responsáveis pela identificação de pontos de monitoramento, coleta e avaliação da qualidade da água, organização dos dados, avaliação dos problemas encontrados e definição de estratégias de atuação para solução dos problemas. Embora no Alabama a rede de monitoramento seja constituída por voluntários graduados, a experiência alcançada pela rede GWW em países em desenvolvimento mostra que grupos formados em comunidades onde a escolaridade é baixa podem conduzir projetos eficientemente quando são adequadamente capacitados. Indispensável ao monitor é a motivação para contribuir na melhoria da qualidade de vida de sua comunidade.

Tecnologia

Para que o monitoramento possa ser realizado por não especialistas em qualidade da água, a tecnologia a ser utilizada deve permitir a análise dos dados em campo, ser de baixo custo, simples de operar e precisa. A Universidade de Auburn desenvolveu um protocolo de coleta e análise da qualidade da água, aprovado pela EPA, para os seguintes parâmetros físico-químicos e bacteriológicos: oxigênio dissolvido, pH, alcalinidade, dureza, turbidez, temperatura, sólidos suspensos totais, *Escherichia coli* e outros coliformes. Também foi estabelecido um protocolo para biomonitoramento em rios de 1ª e 2ª ordem, por meio da identificação, contagem e classificação de macroinvertebrados bentônicos. As análises são realizadas

com kits adaptados para a rede, utilizando-se um kit para os parâmetros físico-químicos desenvolvido pela empresa Lamotte, um kit Coliscan Easygel para os parâmetros bacteriológicos e o jogo Macromania para o biomonitoramento (CWM, 2006).

Dados confiáveis

A geração de dados confiáveis requer a capacitação dos grupos e a estruturação de um plano de monitoramento pela comunidade que permita direcionar os esforços na aquisição e interpretação dos dados coletados. A rede GWW desenvolveu manuais em linguagem acessível para cada parâmetro de monitoramento mencionado. Frequentemente são realizados cursos para formação de monitores na metodologia de monitoramento comunitário da qualidade da água. A rede dispõe ainda de um sistema de informação acessível a qualquer pessoa via Internet (www.globalwaterwatch.org), que armazena os dados do monitoramento de corpos d'água em várias regiões do mundo e gera gráficos de tendência e que interrelacionam parâmetros (Auburn University, 2008).

Utilizando dados locais

Os dados gerados podem ser utilizados pelas comunidades na condução de atividades de educação ambiental, proteção e recuperação ambiental e atuação política junto às instituições governamentais, na formulação de políticas que contribuam para o manejo sustentável dos recursos hídricos na região. Para tanto, é imprescindível aos grupos a compreensão da legislação pertinente aos recursos hídricos e ambientais, além do conhecimento técnico sobre fontes potenciais de poluição hídrica, indicadores ambientais, volume de diluição de cargas poluentes, monitoramento da qualidade da água, dentre outros.

Divulgação

A discussão dos resultados das análises junto com a comunidade é promovida em seminários onde especialistas auxiliam nas discussões dos problemas detectados, levantando possíveis causas e possíveis ações que possam contribuir para melhoria do sistema hídrico.

Grupos e Projetos Sustentáveis

As seguintes características são importantes para sustentabilidade do programa e grupos de monitora-

mento: trabalho em conjunto com lideranças locais, mostrando a importância do monitoramento da água na melhoria da qualidade de vida; planejamento das ações de monitoramento; percepção pelo grupo da relevância do trabalho no contexto sócio-político e ambiental; adaptação dos objetivos e forma de atuação da rede GWW às características sociais e econômicas de cada país e região; parcerias com instituições de ensino e pesquisa, governamentais e não governamentais, empresas e instituições de financiamento, essenciais na formulação e implementação do programa.

No Estado do Alabama, o GWW fundou uma organização sem fins lucrativos, a Associação de Vigilância da Água do Alabama que impulsiona os trabalhos da rede com suporte técnico e recursos financeiros obtidos de instituições doadoras, além de atuar nos principais fóruns políticos ambientais. Já a Universidade de Auburn, por meio do Centro Internacional de Aquicultura e Ambientes Aquáticos, desenvolveu e mantém o Plano de Garantia da Qualidade dos dados coletados pelos monitores, o banco de dados com informações de corpos d'água em todo o mundo, materiais didáticos, capacitações e debates com os diferentes grupos de monitoramento em todo o mundo.

LIÇÕES APRENDIDAS NA APLICAÇÃO DO MODELO NA COMUNIDADE RURAL DE SANTA BÁRBARA, CEARÁ.

No Brasil, o Fundo Cristão para Crianças – FCC possui uma rede de monitoramento comunitário junto a 24 comunidades rurais no Vale do Jequitinhonha, Minas Gerais, sendo a primeira experiência no país da rede GWW (Siste et al, 2005).

Em 2005, a Embrapa Agroindústria Tropical iniciou a formação de grupos de monitoramento no Assentamento rural de Santa Bárbara, Jaguaratama – Ceará, atuando atualmente em mais quatro comunidades. As informações sobre o programa “Vigilantes da Água” no Ceará, coordenado pela Embrapa Agroindústria Tropical encontra-se disponível em www.cnpat.embrapa.br/vigilantes (Embrapa Agroindústria Tropical, 2008).

O Assentamento Santa Bárbara, localizado no município de Jaguaratama, Ceará, compreende 56 famílias e está instalado numa área de 1.373 ha, na bacia do Jaguaribe. Mesmo localizada nas margens do açude de mesmo nome, a fonte de captação de água para consumo humano é o açude Alegre, situado

a 8 km de distância. Foi perfurado um poço pelo DNOCS, mas a água apresentou alta salinidade, sem condição de consumo. As águas do açude Santa Bárbara são utilizadas para irrigação de pequenas áreas de feijão e sorgo, dessedentação animal e banho. O açude recebe os esgotos gerados na escola local, após tratamento com decantação e cloração. Em 2006, a comunidade sofria com problemas de pele atribuídos ao contato com a água que recebe (Figueirêdo et al, 2006).

O programa de monitoramento da qualidade da água implantado em Santa Bárbara tem como objetivo despertar a consciência ambiental na comunidade, com a formação de um grupo de “Vigilantes da Água” capaz de utilizar e interpretar os resultados do kit bacteriológico americano do GWW (Coliscan Easygel), conhecer e compreender os fatores determinantes da realidade encontrada e transformar essa realidade atuando junto aos demais pessoas da comunidade na melhoria das condições ambientais.

A primeira ação visando a implantação do programa de monitoramento comunitário da qualidade da água, nos moldes do modelo GWW, foi a identificação de parcerias locais e de lideranças que estivessem interessadas em desenvolver ações de cunho ambiental no assentamento. Nesse sentido, foi estabelecida uma parceria com a Cáritas Diocesana e o Grupo Espírita Paulo Estevão, entidades já atuantes na região. A iniciativa conta ainda com a parceria do FCC, Centro Federal Tecnológico do Ceará (CEFET/CE), da Universidade Federal do Ceará (UFC) e da Universidade Estadual do Ceará (UECE).

A partir de 2005, vem sendo realizados, na escola do Assentamento, cursos de capacitação dos Vigilantes da água, sendo abordados assuntos relacionados à poluição ambiental, importância e delimitação de uma bacia hidrográfica e uso do kit de monitoramento bacteriológico americano na avaliação de coliformes totais e *Escherichia coli*. O uso do kit bacteriológico permite trabalhar com os alunos vários conceitos importantes como contaminação microbiológica, indicador ambiental, concentração de poluentes e volume necessário à diluição de determinada concentração de poluentes.

Nos cursos, foram definidos 10 pontos de monitoramento na bacia, a partir de uma dinâmica de grupo onde os alunos desenharam o mapa das fontes hídricas para abastecimento da comunidade, identificando as mais importantes e potencialmente poluídas. Após a coleta e interpretação dos dados, os Vigilantes confeccionaram painéis com as in-

formações do programa e os resultados das análises realizadas, para serem mostrados em reuniões com a comunidade.

A Tabela 1 mostra os resultados de quatro campanhas de monitoramento realizadas pelos Vigilantes, entre 2005 e 2007. Na campanha de 2005, os resultados revelaram contaminação da água com *E. coli* na maioria das fontes de captação da comunidade, incluindo a água da cisterna e dos filtros da escola local. De acordo com a Portaria nº 518 do Ministério da Saúde (MS), de 25 de Março de 2004, *E. coli* deve estar ausente em mananciais de abastecimento de água para consumo humano.

TABELA 1
RESULTADOS DAS ANÁLISES BACTERIOLÓGICAS
PARA E. COLI NOS PONTOS DE MONITORAMENTO

Pontos de monitoramento	<i>E. coli</i> (NPM.100 ml ⁻¹)			
	28/06/05	05/09/05	22/11/06	26/11/07
Barragem	0	0	100	0
Cisterna da Vanessa	–	–	0	0
Açude Alegre	67	0	0	0
Cisterna do Valtecino	–	–	1.200	0
Campina Alegre	–	0	200	1.333
Açude Mufineza	933	467	200	233
Cisterna Escola	733	0	100	–
Filtro Escola	67	0	100	0
Açude Grande	0	0	0	200
Almas Açude Novo	–	0	0	167

Com os dados obtidos, a comunidade levou ao conhecimento da Prefeitura local o problema da água da escola, conseguindo que a fonte de abastecimento dos alunos passasse a ser água tratada no sistema de distribuição da Sede municipal, transportada por carros-pipa para a cisterna da escola. Também foi providenciado a limpeza da cisterna e filtros da escola. Na primeira campanha de 2006, as análises da água da cisterna e dos filtros da escola não apresentaram contaminação. Entretanto, na segunda coleta de 2006, nova contaminação foi identificada nesses locais, mostrando a necessidade de uma atuação contínua de educação ambiental dos Vigilantes junto à comunidade e a realização de investimentos na construção de uma cisterna na Escola para captação

da água da chuva. Com a participação ativa da comunidade e instituições parceiras foi possível construir essa cisterna na Escola, que deixou de utilizar as águas dos açudes e de carros-pipa como fonte de água para seus alunos (Girão et al, 2007). Em 2007, somente uma análise foi conduzida com a utilização do kit, devido à demora na sua importação.

Algumas reflexões podem ser realizadas a partir dessa experiência:

- a parceria com ONGs locais possibilitou a rápida mobilização da comunidade para o tema e interesse das lideranças para implementação da rede de monitoramento;
- a tecnologia de análise empregada foi facilmente compreendida por estudantes, donas de casa e agricultores sem experiência prévia em monitoramento da água. Esse fato motivou o grupo, possibilitando um maior engajamento dos Vigilantes;
- ações simples de limpeza de filtros e de reservatórios de água puderam ser implantadas de imediato, melhorando a qualidade da água de muitas fontes de abastecimento, reforçando a importância do acesso ao conhecimento na melhoria da qualidade ambiental;
- a atuação política do grupo foi imediata e os resultados positivos dessa intervenção reforçaram a importância das atividades de monitoramento na comunidade e do trabalho conjunto com o setor público;
- o trabalho de educação ambiental dos Vigilantes junto à comunidade deve ser contínuo para que as ações de prevenção da poluição hídrica sejam continuamente adotadas. A demora na aquisição dos Kits e seu custo de importação descontinuam o trabalho de monitoramento.

DESAFIOS E OPORTUNIDADES PARA APLICAÇÃO DO MODELO GWW NO SEMI-ÁRIDO

A adaptação do modelo de monitoramento comunitário da qualidade da água pela comunidade, desenvolvido pelo GWW pode contribuir para a consolidação da gestão participativa das águas no Brasil, em especial, na região semi-árida.

O monitoramento comunitário pode beneficiar comunidades sertanejas em dois aspectos principais:

construção da cidadania e geração de informação sobre qualidade da água. O monitoramento nos moldes apresentados constitui uma ferramenta rica no processo participativo, defendido na legislação e política nacional de recursos hídricos. Monitores conscientes das questões hídricas de sua comunidade e engajados com o desenvolvimento de soluções locais tornam-se atores ativos em suas comunidades, podendo contribuir para o aprofundamento das discussões nos comitês de bacias aos quais pertencem, ampliando o escopo das decisões quando são consideradas informações de qualidade da água até então desconhecidas. O desconhecimento das questões hídricas locais tem sido um dos grandes entraves à participação ativa e consciente dos membros de comitês de bacias no Ceará.

Outro benefício do estabelecimento de uma rede de monitoramento comunitária é a ampliação do conhecimento da qualidade da água em localidades distantes dos grandes reservatórios de abastecimento e rios perenizados. Nessas comunidades, a água para todos os usos advém de pequenos açudes ou poços de vazão restrita, que servem de fonte de água para consumo humano, criação de animais e agricultura. A falta de informação sobre a qualidade da água nessas comunidades é quase absoluta. A rede de monitoramento da qualidade da água em operação no país já enfrenta sérias dificuldades técnicas e financeiras para manter as análises nos atuais pontos de monitoramento nos grandes rios e represas, sendo reduzidas as chances de expansão da rede atual. Os dados provenientes do monitoramento comunitário podem expandir a base de conhecimento atual, servindo de primeiro alerta para a tomada de ação governamental nas questões hídricas e possibilitando uma atuação mais eficaz em comunidades remotas.

Entretanto, para que um programa de monitoramento comunitário possa ser implementado e mantido no médio e longo prazo em comunidades sertanejas, é necessário considerar questões de ordem social, econômica, institucional e tecnológica.

A questão social está relacionada à baixa escolaridade e renda predominante em comunidades rurais e periurbanas no semi-árido. O desconhecimento da legislação e dos problemas associados à qualidade da água é generalizado, situação oposta à realidade americana, onde a rede GWW é formada por pessoas graduadas. Para formação de monitores da qualidade da água, torna-se então necessária à capacitação de lideranças para a compreensão do que é uma bacia hidrográfica, das interações ambientais entre solo, água e biota e do estado atual de disponibilidade e quali-

dade das águas numa dada região. Essa capacitação deve ser realizada antes de se iniciar um programa de monitoramento para que a comunidade possa melhor efetuar as ações de planejamento anteriores a coleta e avaliação dos dados em sua bacia hidrográfica.

A baixa renda da população requer o desenvolvimento de tecnologias de monitoramento menos onerosas. O programa GWW utiliza kits de monitoramento americanos que, por serem importados, acarretam um maior custo e tempo de aquisição, sendo importante o desenvolvimento de pesquisas voltadas à determinação de kits nacionais cujos resultados se assemelhem aos apresentados pelos importados. Pesquisas também são necessárias no desenvolvimento de novas técnicas de monitoramento simples e de baixo custo, como a definição de bioindicadores para avaliação da qualidade da água de açudes tropicais. A garantia da qualidade dos dados obtidos a partir de novas tecnologias de monitoramento é indispensável para a credibilidade dos resultados obtidos, requerendo o desenvolvimento e acreditação de planos de monitoramento que fazem uso dessas tecnologias.

O baixo poder aquisitivo também requer o desenvolvimento ou adaptação de tecnologias de recuperação e proteção ambiental de baixo custo que possam ser utilizadas pela comunidade. A redução das pressões sobre a qualidade da água está relacionada principalmente a recuperação de áreas degradadas, a mudança de práticas agropecuárias e de disposição dos resíduos. Nesse sentido, são necessárias ações de pesquisa e extensão que subsidiem os grupos de monitoramento na implantação de melhores práticas de produção e saneamento ambiental.

A capacitação proposta, a realização de pesquisas e a implantação de tecnologias alternativas menos poluentes pressupõem financiamento e corpo técnico multidisciplinar de apoio à formação de uma rede GWW local, que somente é possível com a formação de um arranjo institucional onde estão envolvidos ONGs, instituições de ensino e pesquisa, empresas e governo. Merece destaque nesse arranjo a formação

de parceria entre ONGs e instituições de pesquisa e ensino, na mobilização social, capacitação e identificação de soluções ambientais compatíveis com a realidade socioeconômica de cada comunidade.

CONCLUSÕES

A gestão integrada, descentralizada e participativa dos recursos hídricos, diretriz nacional presente nas políticas públicas, necessita de instrumentos de gestão fomentadores do debate sobre qualidade ambiental, da água em particular, junto a comunidades em todo o país. Nesse trabalho, apresentou-se um modelo de monitoramento comunitário da qualidade da água que possibilita uma maior participação da sociedade na gestão dos recursos hídricos, por envolver as pessoas na compreensão dos seus problemas ambientais e no desenvolvimento de ações que acarretem a melhoria da qualidade da água e, conseqüentemente, da sua qualidade de vida.

A implantação do modelo em estudo requer o estabelecimento de uma forte parceria entre instituições de ensino e pesquisa, organizações civis, o poder público e o setor privado. Ressalta-se aqui, o importante papel dos órgãos de ensino e pesquisa na integração dos demais parceiros e na adaptação do modelo à realidade do semi-árido, facilitando o acesso da comunidade ao conhecimento, desenvolvendo tecnologias de monitoramento nacionais, elaborando protocolos de monitoramento que garantam a qualidade e a análise dos dados obtidos, fomentando o debate aberto dos problemas encontrados, identificando melhores práticas de produção e saneamento e buscando os recursos financeiros necessários à implantação dessas ações.

Os resultados obtidos com a implantação do modelo no assentamento rural Santa Bárbara, no Ceará, reforçam a importância do “aprender fazendo” na mudança de atitude e na criação de uma consciência política. Esses atributos são essenciais à integração das questões ambientais na gestão das águas e à participação ativa da sociedade nessa gestão.

Referências

- ANNUAL INTERNATIONAL WORKSHOP ON COMMUNITY-BASED WATER MONITORING FOR WATERSHED MANAGEMENT – (CWM), 2, 2006. Auburn. **Proceedings...** Auburn: Auburn University, 2006. 120 p.
- AUBURN UNIVERSITY. **Global Water Watch**. Disponível em: <http://www.globalwaterwatch.org>. Acesso em: 12 de março de 2008.
- BARTH, F. T. Aspectos Institucionais do gerenciamento de recursos hídricos. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISE, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. p. 563 – 597.

- BRAGA, B.; PORTO, M.; TUCCI, C. E. M. Monitoramento de quantidade e qualidade das águas. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISE, J. G. **Águas doces no Brasil: Capital ecológico, uso e conservação**. São Paulo: Escrituras Editora, 2002. p. 635 – 649.
- COELHO, M. F. C. D. A mobilização social para a gestão das águas e a experiência da primeira conferência das águas de Minas. In: ALVES, R. F. F. CARVALHO, G. B. B. (Org.). **Experiências de Gestão dos Recursos Hídricos**. Brasília: MMA/ANA, 2001. p. 79-90.
- COGERH. **Rede de Monitoramento da qualidade da água operada pela COGERH**. Fortaleza: COGERH, 2002.
- EMBRAPA AGROINDÚSTRIA TROPICAL. **Vigilantes da Água**. Disponível em: www.cnpat.embrapa.br/vigilantes. Acesso em: 16/03/2008.
- FIGUEIRÊDO, M. C. B.; ARAUJO, L. F. P.; GOMES, R. B.; ROSA, M. F.; ALVES, A. B. Capacitação e formação de vigilantes da água: uma experiência na bacia do Jaguaribe – CE. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 8, 2006, Fortaleza. **Anais...** Rio de Janeiro: ABES, 2006.
- FREITAS, M. B.; FREITAS, C. M. A vigilância da qualidade da água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciência & Saúde**, v. 10, n. 4, p. 993 – 1004, 2005.
- GARJULLI, R. Experiência de gestão participativa dos recursos hídricos o caso do Ceara. In: ALVES, R. F. F.; CARVALHO, G. B. B. (Org.). **Experiências de Gestão dos Recursos Hídricos**. Brasília: MMA/ANA, 2001, p. 107-118.
- GIRÃO, E. G.; FUCK JÚNIOR, S. C.; ARAÚJO, L. F. P.; ROSA, M. F. Monitoramento participativo da qualidade da água em uma comunidade rural da bacia hidrográfica do rio Jaguaribe, Ceará, como instrumento do saneamento ecológico. In: CONFERÊNCIA INTERNACIONAL EM SANEAMENTO SUSTENTÁVEL: SEGURANÇA ALIMENTAR E HÍDRICA PARA A AMÉRICA LATINA, 2007, Fortaleza. **Anais...** Fortaleza: ECOSAN, 2007. p. 9.
- MMA. **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Brasília: MMA, 2006.
- NOGUEIRA, D. **Participação e reconhecimento na organização social em torno da gestão dos recursos hídricos: uma análise comparada da bacia do Rio das Velhas/MG e bacia do Rio dos Sinos/RS**. 2004. Dissertação (Mestrado em Ciência Política) - Instituto de Ciência Política, Universidade de Brasília, Brasília, 2004.
- OVERDEVEST, C.; ORR, C. H.; STEPENUCK, K. Volunteer stream monitoring and local participation in natural resources issues. **Research in Human Ecology**, v. 11, n. 2, 2004. p. 177 – 185.
- SISTE, C. E.; DUNCAN, B.; FRANCA, N. Vigilantes da água: uma proposta metodológica para monitoramento participativo da qualidade da água em nível comunitário. Encontro por uma nueva cultura del agua en América Latina, 2005, Fortaleza. **Anais**. Disponível em: www.unizar.es/fnca/america/index2.php?idioma=pt&x=052. Acesso em: 15 de março de 2008.
- SOUZA FILHO, F. A. Notas sobre planejamento de recursos hídricos no Ceará. In: Org.: ALVES, R. F. F. CARVALHO, G. B. B. (Org.). **Experiências de Gestão dos Recursos Hídricos**. Brasília: MMA/ANA, 2001, p. 9-12.

Maria Cléa Brito de Figueirêdo Pesquisadora Embrapa Agroindústria Tropical, Fortaleza, CE. E-mail: clea@cnpat.embrapa.br

Morsyleide de Freitas Rosa Pesquisadora Embrapa Agroindústria Tropical, Fortaleza, CE. E-mail: ????????

Vicente de Paulo Pereira Barbosa Vieira Professor Titular da Universidade Federal do Ceará – UFC. E-mail: ????????

Suetonio Mota Professor Titular da Universidade Federal do Ceará – UFC. E-mail: ????????

Lúcia de Fátima Pereira Araújo Professora do Centro Federal de Educação Tecnológica do Ceará - CEFET. E-mail: ????????

Ênio Girão Analista da Embrapa Agroindústria Tropical. E-mail: ????????

Bryan L. Duncan Diretor do Centro Internacional de Aqüicultura e Ambientes Aquáticos, Auburn University, Alabama, EUA. E-mail: ????????

Presentación de artículos

Los artículos pueden ser presentados en español, portugués o inglés. El resumen deberá ser enviado obligatoriamente en lo mismo idioma y abstract en inglés (para trabajos en español y portugueses) 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 y 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. y Silva, C., 2001. Política de Recursos Hídricos em Pernambuco. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. vol. 7, nro 1, p. 232-253. Associação Brasileira de Recursos Hídricos. www.abrh.org.br

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

Chamada de artigos

Os artigos devem 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 impressas. 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 e 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. vol.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

Fotolitos e impressão:

Editora Evangraf

Rua Waldomiro Schapke, 77 - Porto Alegre, RS

Fone (51) 3336-0422 e 3336-2466

evangraf@terra.com.br