

ISSN 1806-4051
Vol. 8 - no. 1 - (jan./jun. 2011)

Rega

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
Antônio Domingues Benetti, IPH, UFRGS, Brasil
Walter Collischonn, IPH, UFRGS, Brasil

EDITORES ASSOCIADOS

Adalberto Meller
Adilson Pinheiro
Adriano Fontainhas Bandeira
Adriano Rolim da Paz
Alex Santana
Adolfo Villanueva
Armando Bertranou
Armando Pires
Bruno Collischonn
Carlos Depettris
Carlos Nobuyoshi Ide
Carlos Ruberto Fragozo Junior
Christopher Freire Souza
Cleuda Freire
Cristiano Poletto
Cristina Pacholato
Cristóvão Scapulatempo Fernandes
Daniel Allásia Piccilli
Daniela Costa Bemfica
Dante Gama Larentis
Diego Polacchini Carrillo
Dieter Wartchow
Diogo Costa Buarque
Eduardo Von Sperling
Eneas de Souza Machado
Francisco Lobato
Fernán Vergara
Fernando Dornelles

Fernando Falco Pruski
Fernando Meirelles
Francisco Assis de Souza Filho
Francisco Bragança de Souza
Francisco Forgiarini
Geraldo Lopes da Silveira
Gino Gehling
Giuliano Marcon
Glaucio Kimura de Freitas
Ingrid Illich Muller
Jaime Cabral
Jair Koppe
Janine F. Haase
Joel Avruch Goldenfum
José Antonio Louzada
José Carlos Mierzwa
José Luiz Flores Machado
José Nilson B. Campos
Jorge Victor Pilar
Juliano Gimenez
Julio Gomes
Juan Carlos Bertoni
Juan Martin Bravo
Jussara Cabral Cruz
Lafayette Dantas da Luz
Lauro Beltrão
Lucia Helena Ribeiro Rodrigues
Luciano Meneses C. da Silva

Luis Alcides Miranda
Luiz Fernando Cybis
Márcia Maria Rios Ribeiro
Márcio B. Baptista
Marcos Imério Leão
Marcos Tozzi
Maria do Carmo Gastaldini
Maria Lucia Silva
Mario Luiz Damé Wrege
Marllus Gustavo Passos das Neves
Masato Kobiyama
Mauro Naghettini
Miriam Moro Mine
Mônica Porto
Néstor Aldo Campana
Nídio Barni
Ninon Machado
Pierre Chevallier
Rafael Souza
Roberto Kircchheim
Rogerio Dewes
Rutinéia Tassi
Sidnei Gusmão Agra
Teresinha Guerra
Wilson Cabral de Souza Junior
Yvonilde Dantas P. Medeiros

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. 8,
no. 1 (jan./jun. 2011) –
Porto Alegre - ABRH/Brasil, 2009 –
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, Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura, Organização dos Estados Americanos e RIGA - Red de Investigación y Gestión Ambiental de la Cuenca del Plata.

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

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

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

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

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



Rega

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

Vol.8 - N.1 - Jan./Jun. 2011

Gestão da drenagem urbana,
da formulação à implementação / **5**

*Adolfo O. N. Villanueva, Rutinéia Tassi,
Daniel G. Allasia, Daniela Bemfica e Carlos Tucci*

A questão ecológica na gestão
dos corpos hídricos – analisando os focos
das diretrizes brasileira e européia. / **19**

*Lafayette Dantas da Luz
Maria Teresa Ferreira*

Metodologia de priorização de investimento
para melhoria da qualidade das águas:
caso da bacia do Rio Itajaí, SC / **33**

*Pétrick Anderson Soares, Markus Zinkhahn
Beate Frank e Odirlei Fistarol*

O planejamento de recursos hídricos
na bacia hidrográfica do rio São Francisco / **47**

*Simone Rosa da Silva
José Almir Cirilo*

Gestão da drenagem urbana, da formulação à implementação

Adolfo O. N. Villanueva, Rutinéia Tassi,
Daniel G. Allasia, Daniela Bemfica e Carlos Tucci

RESUMO: Embora seja geralmente um sinônimo de prosperidade, o crescimento e desenvolvimento de áreas urbanas são seguidos por inevitáveis impactos ao meio ambiente no qual se inserem. Entre os impactos resultantes do desenvolvimento urbano, os problemas associados com o escoamento das águas pluviais podem ser encontrados na lista dos mais preocupantes. O processo de urbanização altera significativamente os processos de escoamento natural da bacia hidrográfica, com o aumento do volume das águas pluviais escoadas superficialmente, incremento das vazões de pico dos corpos d'água, degradação da qualidade da água, geração de sedimentos, entre outros.

A gestão das águas pluviais tem, então, um papel fundamental em uma área urbana. O planejamento estratégico da gestão das águas pluviais, desenvolvido por governos locais e organismos regionais, deve ocorrer dentro de um sistema de gerenciamento integrado da bacia hidrográfica, em cooperação com todos os atores envolvidos. A gestão das águas pluviais também deve estar integrada com o planejamento do uso do solo e da infra-estrutura urbana, de forma a maximizar os benefícios das medidas adotadas e, de certa forma, evitar que sejam obtidos resultados conflitantes. Neste contexto, surgem os Planos Diretores de Drenagem Urbana (PDDrU) ou, mais recentemente, Planos de Manejo de Águas Pluviais (PMAP), como elemento central da gestão drenagem urbana.

O IPH-UFRGS desenvolveu a base de conhecimento de pesquisa e tecnologia na elaboração de estudos de PDDrU, além de participação em projetos executivos, audiências públicas, implantação de projetos, relacionamento com os municípios e tomadores de decisão de diferentes níveis. O IPH foi também a instituição parceira do Departamento de Esgotos Pluvial (DEP) da Prefeitura Municipal de Porto Alegre (PMPA) na elaboração de um dos primeiros PDDrUs do país, por um período que se estendeu de 1999 a 2005. A partir da experiência obtida (no mundo acadêmico e no mundo real) ao longo desse processo, este artigo visa comentar os aspectos envolvidos e os passos efetivos da gestão das águas pluviais e da drenagem urbana, com o PDDrU como elemento central.

PALAVRAS CHAVE: Drenagem urbana, Plano diretor, gestão águas urbanas,

ABSTRACT: Although it is usually a synonym of prosperity, growth and development of urban areas are followed by inevitable environmental impacts. Among the more important impacts of urban development are the problems associated with stormwater runoff. The process of urbanization significantly changes the basin's natural runoff processes, with increase in the volume and peak of surface runoff, water quality degradation and sediment production increase, among others. Stormwater management has a key role in urban areas. Strategic planning of stormwater management, developed by local governments and regional bodies, should occur within an integrated basin management system, in cooperation with all stakeholders. Stormwater management must also be integrated with land-use and urban infrastructure planning, in order to maximize the benefits of the measures adopted and, somehow, to prevent that conflicting results are obtained. In this context, the Urban Drainage Master Plans (UDMP), or, more recently, Stormwater Management Plans, are a central element of urban drainage management.

The IPH-UFRGS went through all the stages from research and technology development for UDMPs, to participation in works executive projects, public hearings and project implementation, including liaison with the municipalities and decision makers at different levels. The IPH was also a partner institution of Pluvial Drainage Department (DEP) of Porto Alegre Municipality (PMPA) on some of the first UDMPs of Brazil, for a period that spanned from 1999 to 2005. From the experience gained throughout this process (both in the academic world and in the real world), this article aims to discuss the issues involved and the steps to be taken in actual stormwater management and urban drainage, with UDMPs as a central element.

KEYWORDS: Urban Drainage Master Plan, urban water management

INTRODUÇÃO

Embora seja, geralmente, um sinônimo de prosperidade, o crescimento e desenvolvimento de áreas urbanas são comumente seguidos de impactos ao meio ambiente no qual se inserem. Sendo o ambiente urbano um importante determinante para o bem estar e saúde das pessoas, todas as pressões negativas enfrentadas por este sistema terão reflexos sobre a população (Tucci e Barros, 1995).

Entre os elementos que impactam no desenvolvimento urbano, os problemas associados com o escoamento das águas pluviais podem ser encontrados na lista dos mais preocupantes. É sabido que o processo de urbanização altera significativamente os processos de escoamento natural da bacia hidrográfica, com o aumento do volume das águas pluviais escoadas superficialmente, incremento das vazões de pico dos corpos d'água, diminuição da recarga subterrânea, degradação da qualidade da água, geração de sedimentos, entre outros.

No entanto, em longo prazo, o impacto do escoamento pluvial em um ambiente natural ou construído, depende muito da forma como as questões de gestão das águas pluviais são conduzidas, no sentido de integrá-las no processo global de planejamento urbano. Segundo os princípios do Water Sensitive Urban Design (2004), traduzido como Projeto Urbano Hidricamente Sensível por Souza (2005), o planejamento das águas pluviais deve ser integrado com o abastecimento de água, de coleta de esgoto e de resíduos sólidos, bem como da gestão das águas subterrâneas, sempre apoiado nas melhores práticas correntes de gestão - Best Management Practices (Urbonas, 1993).

A gestão das águas pluviais tem um papel fundamental em uma área urbana, pois pode ser utilizada para definir medidas para o controle de cheias, melhoria da qualidade da água, o aproveitamento da água da chuva, a adoção de soluções de baixo custo, ou uma combinação entre elas. Da mesma forma, a gestão também pode ser utilizada para: i) indicar as alternativas preferenciais para o controle do escoamento pluvial de cada local; ii) definir parâmetros e metodologias de projetos regionais; iii) elaborar estudos que justifiquem a busca por recursos financeiros; iv) desenvolver tecnologias inovadoras, ou de adaptações das edificações antigas às medidas de controle do escoamento pluvial; v) proteger as funções ambientais, entre outros.

O planejamento estratégico da gestão das águas pluviais, desenvolvido por governos locais e organis-

mos regionais, deve ocorrer dentro de um sistema gerenciamento integrado da bacia hidrográfica, em cooperação com todos os atores envolvidos. A gestão das águas pluviais também deve estar integrada com o planejamento do uso do solo e da infra-estrutura urbana, de forma a maximizar os benefícios das medidas adotadas e, de certa forma, evitar que sejam obtidos resultados conflitantes.

Com relação à gestão das águas pluviais, verifica-se que atualmente existem inúmeros textos dedicados à drenagem urbana nos seus diferentes aspectos. As publicações mais antigas orientam, principalmente, ao cálculo de vazões de projeto, enquanto o material mais recente enfatiza os aspectos de gestão e fornecem diretrizes para os Desenvoltimentos Urbanos de Baixo Impacto (tradução para Low Impact Development (Prince George's County, 1999), conforme Souza, 2005). Quando analisados estes textos, é possível verificar que são muitas, e muito diversas, as questões envolvidas na gestão das águas pluviais no mundo real.

Neste contexto, surgem os Planos Diretores de Drenagem Urbana (PDDrU, Tucci, 1997) ou, mais recentemente, Planos de Manejo de Águas Pluviais (PMAP), como elemento central da gestão drenagem urbana. Esses planos estabelecem as diretrizes para a gestão das águas pluviais em uma bacia hidrográfica e visam, fundamentalmente, reduzir o volume de escoamento, velocidade, taxas, frequência e duração dos alagamentos. Estas medidas são uma tentativa de minimização dos efeitos adversos ao meio ambiente, especialmente dos aspectos quali-quantitativos dos corpos d'água receptores, com conseqüente redução de perdas econômicas, melhoria das condições de saúde da população e meio ambiente da cidade.

O conteúdo dos PDDrUs pode variar enormemente, dependendo de que estudos ou planos de gestão já existem, e das necessidades ou interesses do público alvo (i.e., comunidade local, órgãos locais, departamentos, etc.). Os aspectos incluídos na gestão das águas pluviais podem ser legais, técnicos ou simplesmente práticos. De forma geral, os PDDrUs deveriam incluir as seguintes considerações: a) a proteção contra inundações e, em geral, medidas para redução dos volumes e da velocidade do escoamento das águas pluviais superficiais; b) medidas para evitar a contaminação inicial das águas pluviais e remoção de poluentes que possam ser introduzidos nas superfícies de escoamento. Medidas para minimizar os danos nos corpos de água receptores das águas pluviais; c) a integração do planejamento da gestão das águas

pluviais e o ordenamento territorial; d) medidas destinadas à maximização da infiltração das águas pluviais no solo, fornecendo assim, condições para a manutenção das vazões de base nos corpos de água; e) avaliação das necessidades da comunidade nos aspectos relacionados com a água pluvial no espaço urbano, fornecendo orientação, educação e possibilidade de participação em todo o processo de tomada de decisão e planejamento; f) aspectos recreacionais, paisagísticos, e ecológicos, assim como a estética, a segurança pública (riscos aceitáveis à saúde pública) e outros aspectos sociais; g) conservação da água e a reciclagem, proteção e/ou recuperação da mata ciliar e recuperação de corpos de água degradados.

Uma instituição pioneira na gestão das águas pluviais tem sido o Instituto de Pesquisas Hidráulicas da Universidade Federal do Rio Grande do Sul (IPH/UFRGS), que começou a trabalhar de forma sistemática em hidrologia urbana entre as décadas dos anos 70 e 80. Nos 30 anos seguintes, o IPH percorreu todo o caminho que vai desde a pesquisa e desenvolvimento de tecnologia até projetos executivos, audiências públicas e implantação de projetos, passando pela elaboração de PDDrU, relacionamento com os municípios e tomadores de decisão de diferentes níveis.

O IPH foi a instituição parceira do Departamento de Esgotos Pluviais (DEP) da Prefeitura Municipal de Porto Alegre (PMPA) na elaboração de um dos primeiros PDDrUs do país, por um período que se estendeu de 1999 a 2005 (IPH, 2002a; DEP/PMPA, 2010a). Durante este período, houve um grande avanço tecnológico no processo de elaboração de PDDrUs no país, visto que até aquela época esse assunto era praticamente “uma novidade” para a grande maioria dos gestores, e mesmo para o meio acadêmico, que tinha apenas um conhecimento baseado na experiência de outros países, em estágio de desenvolvimento mais avançado, portanto, com realidade totalmente diferente da brasileira.

Os Planos Diretores de Drenagem Urbana (PDDrUs) para as bacias do município de Porto Alegre (DEP/PMPA, 2010a) tiveram início em 1999, quando o DEP (órgão municipal responsável pela gestão das águas pluviais em Porto Alegre) determinou a elaboração deles, visando definir diretrizes técnicas e ambientais para a abordagem dos problemas de drenagem da cidade. Tal estudo teve como princípio básico a não transferência dos efeitos da urbanização para outros pontos da bacia hidrográfica, por meio do uso de dispositivos de controle de escoamento pluvial.

Na primeira parte do trabalho foram analisadas 3 das 27 bacias hidrográficas da cidade: arroios Moinho, Areia e Tamandaré. Os sistemas de macrodrenagem dessas bacias foram simulados para diferentes cenários de ocupação do solo, permitindo a detecção dos principais pontos críticos de alagamentos e a análise de possíveis soluções para os problemas verificados.

Na primeira parte do trabalho, foi também verificada capacidade de operação das casas de bombas do sistema de proteção contra enchentes da cidade, tendo sido simulado o funcionamento das dezoito casas de bombas, para os diferentes cenários de urbanização previstos.

Em uma segunda etapa do estudo, foram analisadas mais três bacias hidrográficas: arroios Cavalhada, Capivara e Passo das Pedras. A metodologia aplicada foi a mesma já descrita acima. Novamente as soluções propostas tiveram como base o amortecimento das vazões de pico, através da implantação de reservatórios de retenção. Como produto final do estudo também foi organizado um “Manual de Drenagem”, contendo diretrizes, parâmetros e metodologias a serem empregados nos projetos de sistemas de drenagem urbana no município de Porto Alegre.

A partir da experiência obtida (no mundo acadêmico e no mundo real) ao longo desses mais de 30 anos, este artigo visa comentar os aspectos envolvidos e os passos efetivos da gestão das águas pluviais e da drenagem urbana, com o PDDrU como elemento central. Numa listagem geral, as questões a serem comentadas neste trabalho são: i) Práticas de gestão e gerenciamento (BMPS, SUDS, LID, IMP, etc); ii) Difusão – informação aos decisores e outros atores envolvidos no processo; iii) Vazões e hidrogramas de projeto – Metodologias de cálculo e estimação de parâmetros; iv) Dados e informações necessárias para a gestão; v) Elaboração dos elementos de planejamento e gestão; vi) Implementação das medidas de controle do escoamento pluvial; vii) Operação e manutenção dos sistemas;

PRÁTICAS DE GESTÃO E GERENCIAMENTO (BMPS, SUDS, LID, IMP, ETC)

Urbonas (1993) definiu BMP (Best Management Practices) como uma variedade de técnicas utilizadas para reduzir a frequência das inundações e a poluição devido à drenagem urbana. O planejamento dos dispositivos de controle do escoamento pluvial, no conjunto das BMPs envolve a definição de alternativas baseadas em elementos técnicos, econômicos,

institucionais, sociais e políticos. Isso abrange tanto os diferentes enfoques, que podem ser adotados para tratar a drenagem urbana, quanto as diferentes combinações de medidas estruturais e não estruturais aplicáveis a cada situação específica, resultando nos SUDS (*Sustainable Drainage System*), LID (*Low Impact Development*), IMP (*Integrated Management Practices*), etc. (por simplicidade, SUDS ao longo do texto). Esta maneira de gerenciar a drenagem urbana tem como princípios básicos: i) gestão sustentável; ii) visão integral; iii) prevenção; iv) transferência zero de impactos a jusante (controle local dos impactos); v) integração de medidas estruturais e não estruturais; vi) bacia hidrográfica como unidade de planejamento; vii) gestão e controle do escoamento pluvial; viii) complementaridade das ferramentas; ix) gestão eficiente da manutenção e controle; e x) participação pública.

Uma das principais regras de “boa prática” na drenagem urbana sustentável é evitar o aumento do escoamento superficial, minimizando a utilização de superfícies impermeáveis na urbanização, substituindo-as por superfícies permeáveis sempre que possível. Exemplos desse tipo de medidas são os pavimentos permeáveis, poços, valas e trincheiras de infiltração, telhados verdes (Persch et al., 2010; Castro e Goldenfum, 2008), além de áreas verdes em geral. Caso essas medidas não sejam adotadas, podem ser utilizadas outras técnicas compensatórias para o controle do escoamento pluvial, como o aproveitamento de água da chuva (Kobiyama e Hansen, 2002), o armazenamento em reservatórios de retenção ou detenção.

A concepção de um SUDS deve ser funcional, possuir estética e ser de fácil manutenção para garantir sua aceitação e conservação. Além disso, as técnicas de drenagem sustentável devem ser pensadas para operarem de forma solidária com outros sistemas, como as áreas verdes da cidade e, inclusive, com a infra-estrutura urbana já existente.

Um condicionante crítico no Brasil, e na maioria dos países na região, é que muito do trabalho em drenagem urbana está orientado a solucionar problemas em áreas que já estão total ou parcialmente urbanizadas, numa espécie de “planejamento a posteriori”. Isso limita o leque de medidas disponíveis, seja por questões físicas (não há espaço disponível para reservatórios ou áreas permeáveis), legais (direito adquirido impede modificar o já existente), ou sociais (os moradores não gostam de algumas das soluções propostas). Em geral, somente em novos empreendi-

mentos imobiliários é possível estabelecer o controle através de legislação municipal.

Na definição das medidas de controle do escoamento pluvial, e avaliação de seus impactos, um caso que merece atenção especial é o das medidas de controle do escoamento pluvial na fonte, aplicadas à escala de lote, como microrreservatórios de detenção ou superfícies de infiltração. As questões que dificultam essa avaliação são: (a) incerteza quanto a sua implantação e operação e manutenção; (b) qual seu impacto real sobre o escoamento, e qual a sustentabilidade temporal desse impacto.

A efetiva implementação de medidas de controle do escoamento pluvial em escala de lote depende da instalação e adequado funcionamento de um grande número de componentes individuais. Esses elementos dependem, frequentemente, dos moradores, e não do poder público, que fica limitado a exigir a instalação, e fiscalizar, quando possível, o funcionamento. Em comparação, no caso de medidas de controle que operam em escalas maiores (reservatórios em loteamentos, bairros, etc.) a implantação depende de decisões administrativas do poder público, que são mais claramente individualizadas, e a responsabilidade pela sua operação e manutenção é bem definida.

Além disso, um dos principais problemas associados com a obrigatoriedade de dispositivos para o controle do escoamento na fonte está relacionado com os volumes necessários para reservação e características dos elementos hidráulicos. Os volumes necessários para reservação são grandes, em muitos casos, ocupando parcelas significativas da área do terreno. Além disso, para manter a vazão de pico na saída do lote a um valor igual ou inferior àquela observada em estágio anterior à urbanização (utilizando o princípio da transferência zero de impacto), torna-se necessária a utilização de descarregadores de fundo com diâmetros muito reduzidos (Faulkner, 1999; Agra, 2001; Tassi, 2002; Tassi e Villanueva, 2004), que apresentam problemas, já que entopem com relativa facilidade, quando em funcionamento.

Com relação ao impacto do uso de microrreservatórios sobre o escoamento pluvial, um estudo realizado na bacia do arroio Areia de Porto Alegre, mostrou que mesmo a implantação parcial de microrreservatórios na bacia é positiva, pois a vazão máxima dos eventos de projeto foi reduzida em aproximadamente 10 m³/s para cada acréscimo de 25% de lotes com microrreservatórios (Tassi, 2002; Tassi e Villanueva, 2004), o que representa cerca de 14% da vazão de

pico na saída da bacia hidrográfica (70m³/s) sem qualquer tipo de controle do escoamento pluvial.

Portanto, as dúvidas mencionadas não devem impedir a adoção desse tipo de medidas, sendo sugeridas duas ações: (a) não depender exclusivamente dessa prática para o gerenciamento do escoamento pluvial urbano; e (b) iniciar programas de monitoramento de médio e longo prazo, para obter dados que permitam adotar esse tipo de enfoque nas situações adequadas.

Uma importante questão a ser considerada na análise das BMPs e, em geral, do tipo de alternativa de controle do escoamento pluvial a formular, é a situação atual e prevista do sistema de esgoto cloacal. No Brasil, é raro encontrar sistema separador absoluto e efetivo (são frequentes as conexões clandestinas). O projetista depara-se, quase sempre, com um sistema combinado, como será comentado no item correspondente à elaboração dos elementos de planejamento e gestão.

DIFUSÃO – INFORMAÇÃO AOS DECISORES E OUTROS “STAKEHOLDERS”

Uma questão muito importante para incentivar a adoção dos critérios e práticas apresentadas no item anterior, e para que exista depois uma adequada operação e manutenção, é que todos os atores envolvidos (stakeholders) com a drenagem pluvial urbana, e com a gestão das águas pluviais, tenham informação abrangente e de boa qualidade em relação às alternativas e medidas existentes, e especialmente de suas consequências.

O conceito de “atores envolvidos” abrange principalmente os tomadores de decisão (decisores), os funcionários da administração pública (municípios, estados, União), os projetistas e outros profissionais ligados ao projeto e implantação de obras de drenagem, além dos moradores das regiões afetadas. Cada uma dessas categorias requer mecanismos de divulgação, adaptados às suas características e necessidades. De forma resumida, os decisores e funcionários públicos devem saber da existência das BMPs e das vantagens em adotá-las, devem ter acesso ao conhecimento técnico referente a essas práticas, e a população deve ter a informação para entender a necessidade de implantá-la e aprender a “conviver” com este tipo de medida.

Como exemplos de mecanismos de difusão orientados a decisores e técnicos, durante o desenvolvimento dos PDDrUs de Porto Alegre foram realizados o *Workshop for Decision Makers on Floods in South*

América (Tucci, 2002) e o Iº Seminário de Drenagem Urbana do Mercosul-Vº Seminário Nacional de Drenagem Urbana: Soluções para a Drenagem Urbana em Países da América Latina (Villanueva *et al.*, 2001). No caso específico de Porto Alegre, também foram ministradas palestras técnicas para projetistas e, em geral, houve uma participação ativa em todo tipo de eventos relacionados com as águas pluviais.

A difusão dirigida aos moradores das regiões sob planejamento é uma componente crítica para o sucesso da implementação do PDDrU, especialmente no referente à implantação. As audiências públicas fazem parte desse sistema de difusão, sendo que o IPH participou de várias audiências promovidas para que a implantação dos PDDrUs de Porto Alegre fosse discutida com a comunidade. Foi uma experiência bastante interessante, que mostrou que o processo de comunicação com a sociedade deve começar logo no início da elaboração dos PDDrUs e na concepção das medidas de controle do escoamento pluvial. Algumas dessas medidas (notadamente os reservatórios a céu aberto) podem despertar muita resistência por parte da população local. Uma reclamação muito comum nas audiências públicas de implantação dos PDDrUs em Porto Alegre era “por que não conversaram conosco antes?”.

Portanto, é necessário que durante a elaboração de um PDDrU seja feita a ampla divulgação da informação, que campanhas de educação continuada para população em geral sejam desenvolvidas, visando à conscientização da mesma com relação às medidas de controle de escoamento pluvial, fazendo com que ela se torne uma aliada no processo.

METODOLOGIAS DE CÁLCULO DE VAZÕES E HIDROGRAMAS DE PROJETO

O cálculo de uma vazão de projeto é, tradicionalmente, a primeira coisa que vem na cabeça de um engenheiro quando se fala em drenagem urbana. O profissional define a curva I-D-F (Intensidade-Duração-Frequência) a utilizar, estima um coeficiente de escoamento, aplica a equação do método racional, e pronto, temos a vazão para dimensionamento hidráulico. Ainda hoje, essa sequência é válida (e muito prática) para certos casos simples.

No entanto, o uso generalizado dessa metodologia está basicamente ligado à idéia de escoar o mais rápido possível a água, derivada do conceito higienista (Silveira, 2000), sem prever as consequências a jusante. Não bastassem os problemas inerentes a esse enfoque

(impactos a jusante e aumento das vazões, volumes e velocidades), a expansão da urbanização a montante e a jusante das áreas originalmente habitadas, e a grande complexidade dos sistemas de drenagem tem tornado insustentável esse tipo de “solução”.

Geralmente, o gerenciamento da drenagem urbana requer trabalhar com sistemas de escoamento complexos e com múltiplas interações potenciais, entre componentes do sistema e com outros sistemas (por exemplo, com ruas e redes de esgotos). Esse fato, somado à necessidade de representar fenômenos mais complexos que simplesmente o escoamento em regime permanente tem levado ao uso de modelos matemáticos cada vez mais elaborados.

Os modelos matemáticos utilizados em bacias urbanas geralmente têm duas componentes. A primeira componente é o módulo bacia (ou chuva-vazão), que a partir da precipitação calcula a vazão de entrada nas galerias e canais do sistema de drenagem. A segunda componente é o módulo de simulação do escoamento em canais, galerias, detenções e outras estruturas do sistema de drenagem pluvial. É esta última componente a que tem mudado mais nas últimas décadas, sendo que a propagação do escoamento pluvial, que anteriormente era feita em regime permanente em um canal simples, passou a ser realizada com métodos de propagação do escoamento em regime não-permanente, em redes complexas.

Na elaboração de PDDrU de Porto Alegre foi utilizado software desenvolvido no IPH no fim da década de 1980 (quase todo o software de hidrologia urbana foi desenvolvido até essa época). Para a simulação chuva-vazão foi utilizado o programa IPHS1 (Tucci *et al.*, 1989), com os módulos do CN (*Curva Numero*) do SCS (*Soil Conservation Service* - USA) para a determinação da chuva efetiva, do Hidrograma Unitário Sintético do SCS para a propagação do escoamento superficial, e para a propagação do escoamento nas redes de condutos pluvial foi utilizado o programa Nopres (Villanueva, 1990, Villanueva e Tucci, 1995). O primeiro é um modelo hidrológico de tipo modular, com diferentes algoritmos disponíveis para as diferentes fases do ciclo hidrológico. O segundo é um modelo hidrodinâmico para escoamento em redes livre-pressão, nos moldes do Caredas, da Sogreah (Cunge *et al.*, 1980).

O software IPHS1 foi utilizado para a simulação das sub-bacias elementares, que geram a vazão de ingresso aos canais e condutos da rede de drenagem em estudo. A rede de microdrenagem (segundo os limites estabelecidos nos critérios de projeto) ficou

implicitamente representada nesta modelagem. Por exemplo, sub-bacias do mesmo comprimento e declividade poderiam ter tempos de concentração diferentes, em função da densidade da rede de drenagem incluída nelas.

A modelagem hidrodinâmica de redes de drenagem permitiu identificar todos os trechos das redes de drenagem pluvial com capacidade insuficiente para os cenários de análise considerados. Dessa análise, resultaram mapas da rede topológica com a identificação da situação hidráulica de cada trecho da rede de drenagem pluvial. Posteriormente, o mesmo modelo foi utilizado para simular as alternativas para o controle do escoamento pluvial, mediante a introdução de reservatórios de amortecimento, a ampliação das redes de drenagem e outras estruturas, segundo a situação específica.

A utilização de software próprio teve, nesse momento, vantagens do ponto de vista econômico e técnico. Do ponto de vista econômico, a vantagem era o custo zero, já que outros programas disponíveis gratuitamente (HEC-1, SWMM) eram, quanto mais, equivalentes aos programas próprios e os *softwares* pagos eram muito caros em termos do orçamento disponível. Do ponto de vista técnico, os participantes no trabalho tinham domínio técnico e experiência no uso dos programas. Além disso, como o *software* era aberto, foi possível fazer modificações para adaptar os modelos, acoplar componentes, etc.

Hoje essa situação tem mudado. Os *softwares* têm evoluído muito, especialmente em termos de interfaces amigáveis. Isso abrange tanto modelos disponíveis gratuitamente na internet (SWMM-5 (EPA, 2010), IPHS1 (Viegas F^o et al., 2004), HEC-RAS (USACE, 2010) quanto *softwares* pagos (p. e. Mike-Urban (DHI, 2010), Wallingford-Hydroworks (HR Wallingford, 2011)).

No entanto, a disponibilidade do *software* é só parte da solução, tê-lo não significa automaticamente conhecer e entender sua utilização e suas limitações. Nesse sentido, é necessário capacitar os profissionais e os funcionários municipais na aplicação do *software* e na análise dos resultados. Essa capacitação deve abranger não só a questão operacional do *software*, mas, especialmente, as condições de utilização, a estimativa dos parâmetros (sobre tudo os que são específicos de um *software*).

No caso de Porto Alegre, o envolvimento da equipe do DEP foi bastante efetivo e positivo, pois os técnicos da área estavam atualizados com relação

aos procedimentos e de metodologias que foram utilizadas.

Em relação à aplicação das metodologias, o ponto crítico é a estimativa de parâmetros, especialmente para os cenários de urbanização futura. Isto implica estimar qual será o grau e tipo da urbanização de cada área em estudo, para as possíveis situações de projeto. Depois, para cada uma dessas combinações, é necessário atribuir um valor numérico aos parâmetros dos métodos utilizados. A questão da estimativa dos parâmetros afeta especialmente a transformação chuva-vazão, que calcula a vazão de aporte ao sistema de condutos e canais. A simulação do escoamento na rede de drenagem depende, em geral, de um único parâmetro, a rugosidade, cuja estimativa é mais simples. Em relação aos métodos de cálculo e seus parâmetros, é recomendável:

- que os parâmetros dos métodos possam ser estimados com base em características físicas da bacia ou da rede de drenagem, seja pela ausência de dados para ajuste, ou para simular situações futuras;
- como os PDDrUs geralmente só analisam a macrodrenagem, os projetos de detalhe e de microdrenagem são desenvolvidos em separado. Há, portanto, necessidade de que os parâmetros e critérios adotados nesses projetos sejam coerentes com os utilizados no plano. Isso implica em métodos e critérios acessíveis e de fácil generalização, contemplando até sua inclusão em produtos tais como manuais de drenagem e cadernos de encargo;
- para poder generalizar os critérios, parâmetros e metodologias utilizados, é conveniente evitar o uso de metodologias específicas de *softwares*, sobre as quais não é fácil achar referências, exemplos, ou outros tipos de auxílio para a aplicação;
- a quantidade de sub-bacias, e o volume de simulações a serem realizadas é muito grande. As metodologias adotadas não devem ser excessivamente trabalhosas, particularmente quanto à determinação dos parâmetros.

No caso da transformação chuva-vazão, diversos estudos (Cheveraux *et al.*, 1978; Allasia, 2002; Allasia e Villanueva, 2004a; Allasia e Villanueva, 2004b) mostram que o impacto dos parâmetros, ou melhor, das incertezas na sua estimativa sobre os resultados, depende muito do grau de discretização a montante do ponto analisado. Considerando os dois processos

principais, cálculo de chuva efetiva (realizado geralmente com um coeficiente de escoamento C ou por CN-SCS), e propagação até o exutório (dependente do tempo de concentração), numa representação concentrada os dois têm um peso equivalente na vazão de pico (não sendo observado o mesmo no volume). Quando o número de sub-bacias a montante aumenta, a propagação nas sub-bacias perde peso em relação à propagação nos cursos de água. Assim, o parâmetro crítico da simulação passa aquele que controla o cálculo de chuva efetiva.

Estimativas e análises do impacto da determinação da chuva efetiva sobre os projetos de drenagem pluvial (Allasia, 2002; Allasia e Villanueva, 2004a; Allasia e Villanueva, 2004b) mostram que 1% de variação no valor de CN (Curva Número do SCS) pode se transformar em uma variação de 8 a 10 % na vazão de pico e no volume. Em termos de custo, a variação provocada chega a 5%. Como exemplo, isso seriam R\$ 10 milhões (valores de 2004) na rede de macrodrenagem da bacia do Arroio da Areia (25 km², aproximadamente 2% da área municipal), na cidade de Porto Alegre.

INFORMAÇÕES NECESSÁRIAS

a) Topografia e dados da rede de drenagem pluvial, contendo seções e declividades dos principais elementos da rede de drenagem (condutos, canais, cursos de água naturais).

Se esses dados não existem, a primeira etapa do plano é o levantamento dessa informação, com o nível de detalhe exigido pelos critérios que tenham sido definidos para o plano. Mesmo nos casos de cidades que possuem cadastro das redes de drenagem, muitas vezes são necessários levantamentos complementares e verificações em campo, pois frequentemente os cadastros não são uniformizados, encontram-se desatualizados e sem padronização.

Na cidade de Porto Alegre, por exemplo, já existia um cadastro das redes de drenagem pluvial, que necessitou de complementação e de diversas verificações em campo, uma vez que a própria equipe do DEP alegava que o que era apresentado no cadastro diferia da obra implantada. Além disso, foi necessário realizar o levantamento topográfico de todos os arroios não canalizados.

Um levantamento das redes de drenagem que apresentam problemas relacionados com assoreamento e depósito de resíduos sólidos também é uma importante informação a ser levantada. Esse

tipo de informação normalmente não se encontra disponível, principalmente se tratando de galerias e tubulações, em que o problema não é visível. Nesses casos, é necessário que, no momento da realização do levantamento topográfico, essas informações sejam igualmente levantadas, ou então, que inspeções complementares de campo sejam realizadas.

b) Hidrologia: Dados de precipitação e curva IDF; eventos com precipitação e vazão medidas, para ajuste dos modelos e métodos de cálculo.

Na realidade, geralmente não existem dados de pluviógrafo que permitam analisar chuvas de poucas horas de duração. Mesmo quando esses dados existem, são raras as cidades que, a exemplo de Porto Alegre, possuem quatro IDFs, que mostram a grande variabilidade espacial das chuvas. No caso da ausência de IDF local, o estudo é conduzido com a adoção de chuvas desagregadas, obtidas a partir da aplicação de coeficientes aos dados medidos em pluviômetros, ou então, com a utilização de equações IDF desenvolvidas para cidades vizinhas. Os dados de vazão são praticamente inexistentes, ainda mais para condutos fechados. Os modelos matemáticos utilizados geralmente devem ser “calibrados” qualitativamente, comparando os alagamentos gerados pela modelagem com os registrados pela prefeitura e/ou pelos observados moradores; este procedimento funciona melhor quando utilizados eventos fáceis de serem lembrados (eventos recentes ou excepcionais).

c) Dados de urbanização atual e tendências futuras.

Essa informação está contida no PDDUA, se existir, do qual o PDDrU seria um componente, um plano setorial. Para as cidades que já possuem um Plano Diretor de Uso e Ocupação do Solo (PDDU), obrigatório para cidades com mais de 20 mil habitantes (Brasil, 2001), a estimativa futura de uso do solo pode estar aí definida. Nos casos em que este mecanismo é inexistente, a utilização de projeção de ocupação futura pode ser utilizada, situação na qual podem ser identificadas as áreas não urbanizadas e, seguindo as características atuais de impermeabilidade, se faz uma determinação da impermeabilidade esperada em cada região. No caso de existência de PDDU, é necessário que sejam verificadas todas as regiões a serem analisadas, pois podem ocorrer situações de ocupação irregular, em que a atual taxa de impermeabilidade do solo já tenha superado os limites

previstos no referido plano, a exemplo do observado na cidade de Porto Alegre.

d) Esgotamento sanitário e qualidade de água.

Identificar se o sistema de redes de drenagem pluvial e cloacal é do tipo separador absoluto ou combinado é uma tarefa essencial, que pode mudar toda a forma de elaboração do PDDrU. As estratégias de elaboração de um PDDrU em locais com sistema separador absoluto podem contemplar a adoção de reservatórios sem maiores ressalvas, enquanto em sistemas combinados, é necessária a introdução de dispositivos para a interceptação do escoamento em tempo seco, em que a concentração de esgoto é elevada, além de maiores cuidados com relação ao tipo de reservatório selecionado. Essa identificação, no entanto, não resulta muito fácil, principalmente nas cidades que não possuem um cadastro detalhado dos sistemas das redes de drenagem pluvial e cloacal. Mesmo em cidades onde esta informação existe, podem, com frequência, ocorrer problemas de ligações clandestinas de esgoto.

e) Solos e geologia.

Informações relacionadas com a constituição geológica e as características do solo devem ser levantadas logo no início da elaboração do PDDrU. Novamente, surgem dificuldades na obtenção de informações detalhadas sobre esses elementos, que permitam uma boa discretização nas áreas urbanas, pois, muitas vezes, não existe mapeamento e acabam sendo utilizados dados de um macro-levantamento. Esse procedimento gera simplificações e incertezas na determinação das condições de infiltração da água da chuva no solo do local em estudo, e tem impacto direto na determinação das vazões.

f) Aspectos administrativos e legais.

Devem ser identificados todos os aspectos administrativos e a legislação que possam afetar as condições da drenagem pluvial e do escoamento, como incentivos para a manutenção de áreas verdes, aproveitamento de água da chuva, obrigatoriedade de controle do escoamento na fonte, utilização de técnicas compensatórias, entre outros.

FORMULAÇÃO DOS ELEMENTOS DE PLANEJAMENTO E GESTÃO

Neste artigo os “elementos de planejamento e gestão” contemplam os PDDrUs, e os manuais e di-

retivas de projeto, execução e manutenção de sistemas de drenagem urbano, que abrangem tanto os lineamentos conceituais quanto os aspectos operacionais da drenagem urbana.

Definição de critérios de projeto

Para a elaboração dos PDDrU é necessário definir uma série de questões básicas, que irão condicionar o desenvolvimento do trabalho e a escolha e projeto das medidas de controle: i) grau de detalhamento pretendido no planejamento; ii) escolha dos tempos de retorno e duração da chuva de projeto; iii) características da rede de esgoto cloacal; iv) escolha das metodologias de cálculo e dos *softwares* correspondentes (já comentado previamente).

Uma das definições necessárias diz respeito ao grau de detalhamento pretendido no planejamento; esse detalhamento influencia a quantidade e qualidade dos dados necessários, o volume de trabalho e o tempo de elaboração. Vários critérios podem ser adotados para essa definição, geralmente baseados em uma área máxima das bacias elementares representadas e/ou em um tamanho mínimo dos condutos ou canais considerados. Esses critérios são linhas-guia, que vão sendo adequados na análise caso a caso das bacias em estudo.

Outra questão muito importante é a escolha dos tempos de retorno (TR) a serem utilizados nas diferentes escalas de trabalho (ruas, micro-drenagem, macro-drenagem), nas diferentes regiões (centro, subúrbios, áreas comerciais, etc.), na chuva de projeto e nas chuvas de verificação do projeto. Em geral, quanto maior TR, maior a segurança, e também maiores custos do sistema. Na prática, o que se faz é estabelecer mais de um TR para a análise, iniciando a partir daquele utilizado no projeto. O TR usado no dimensionamento serve para realizar uma análise do sistema instalado, frente a uma chuva equivalente àquela de projeto, enquanto TRs superiores são utilizados para verificar como aumenta o risco (o dano potencial), diante da falha do sistema, quando sujeito a chuvas de intensidade superiores às de projeto.

Além do tempo de retorno, a duração da chuva também deve ser definida. A alternativa mais clássica é utilizar eventos, com duração determinada em função do tempo de concentração da bacia considerada. Outras alternativas, como chuvas de longa duração, ou simulação contínua também podem ser consideradas. Em geral, para análise de vazão de pico é possível adotar

chuvas curtas; se o cálculo inclui análise de volume de reservatórios, é necessário utilizar chuvas mais longas.

Uma das principais dificuldades na avaliação e definição de critérios para o controle da qualidade da água pluvial no PDDrU vem da inexistência da interconexão com redes de condutos cloacais, o que significa lidar com um sistema combinado, onde escoam esgoto cloacal e pluvial. Os cenários básicos são 3: i) existe sistema separador absoluto; ii) não existe separador absoluto no trecho da rede considerado, mas o sistema de esgoto cloacal será construído; e iii) não existe separador absoluto e a rede vai continuar combinada.

No primeiro caso seria possível utilizar reservatórios de duas câmaras, uma para reter temporariamente a primeira parte mais contaminada do escoamento pluvial (*first flush*) e outra câmara para controle do volume do escoamento.

No segundo e terceiro casos, geralmente, é necessário utilizar reservatórios *off-line*, para que a lavagem das ruas e o esgoto não entrem no reservatório. Eventualmente, pode ser possível interceptar essa primeira parte contaminada e enviar para uma Estação de Tratamento de Esgoto (ETE). A contaminação da água pluvial com esgoto cloacal é um dos argumentos freqüentemente utilizado pelos moradores contra a utilização de reservatórios abertos.

Nesta etapa de definição dos critérios básicos já deve haver um acompanhamento e participação “*pari passu*” dos organismos públicos encarregados da drenagem urbana. Também deve começar o diálogo com os moradores das regiões sob planejamento

O acompanhamento dos organismos públicos permite: i) aproveitar a experiência e o conhecimento local dessas entidades; ii) fazer com que os futuros “executores” conheçam, concordem e “encampem” o plano e suas diretrizes; iii) os funcionários públicos estão muito mais cientes de “limitações” em questões administrativas, políticas, “detalhes práticos” (e.g. interferências, etc.), e outros aspectos “extra-técnicos”.

Na verdade, é necessário que a equipe técnica do órgão contratante do PDDrU participe ativamente de todas as definições e critérios do estudo, para auxiliar a equipe na tomada de decisão a tempo. Posteriormente, isso simplificará a fase de implantação das medidas de controle.

Nesta mesma etapa deve ser dado início à participação dos moradores, para facilitar a aceitação das medidas na fase de implantação.

Formulação de alternativas de controle do escoamento pluvial

Como já foi comentado, boa parte do trabalho se desenvolve sobre áreas com algum grau de urbanização, não sendo raros casos de urbanização completa. Nessas áreas já urbanizadas, o objetivo na análise de alternativas passa a ser minimizar as inundações e as transferências para jusante, dentro dos condicionantes já existentes: manter o escoamento próximo das condições de pré-urbanização não é mais possível. Portanto, no estudo de alternativas deve-se avaliar o conjunto da bacia, utilizando combinações de medidas que evitem as inundações, e mantenham a vazão e os danos dentro de limites aceitáveis para a população.

Em geral, a solução de um problema pontual qualquer resulta do efeito combinado de várias medidas distribuídas na bacia hidrográfica, mais do que de medidas unicamente de controle local. Nesse sentido, é fundamental a análise integrada da bacia, que permite considerar interações entre as componentes da rede de macrodrenagem, e facilita a otimização da solução. As limitações das medidas de controle do escoamento pluvial em uma região podem ser compensadas em outra, ou medidas de controle caras em uma região podem ser descartadas em favor de medidas mais baratas em outra região.

Além do impacto sobre o escoamento, na análise das medidas de controle do escoamento pluvial é fundamental contemplar a viabilidade em termos administrativos, em termos de implantação, fiscalização e manutenção, além, é claro da aceitação pela população.

Em geral, por se tratar de planejamento, não são apresentados elementos de projeto executivo das estruturas propostas. No entanto, no caso dos reservatórios de detenção, é necessário ir além de definir a localização e estimar o volume. Pode acontecer que um reservatório tenha o volume adequado, mas não existam as estruturas hidráulicas adequadas, ou as cotas topográficas não são suficientes para permitir o funcionamento previsto. Portanto, deve-se verificar a viabilidade do funcionamento, especialmente as condições de entrada e saída do reservatório, as cotas de operação, e as estruturas hidráulicas.

Preferencialmente, a frequência com que os reservatórios entram em funcionamento deve ser baixa, em geral da ordem de uma vez a cada dois anos, o que significa dimensioná-los para eventos com períodos de recorrência superior a 2 anos. Para

isso, o reservatório deve funcionar *off-line*, e/ou com duas câmaras, uma para vazões frequentes e outra para vazões maiores.

Avaliação econômica de alternativas

Um dos principais elementos envolvidos na comparação de alternativas é o custo de implementação de cada uma de elas. Como se trata da etapa de planejamento, não são elaborados projetos detalhados das componentes de cada alternativa. As estimativas de custos devem, então, ser elaboradas a partir de definições esquemáticas das soluções. No caso das ampliações, duas são as situações mais frequentes: (a) é possível definir no plano qual será o traçado e as características (tamanho e forma do conduto) da ampliação; (b) pode-se avaliar que a ampliação é viável, mas a escolha de um traçado e de características requer trabalhos fora do escopo de planejamento.

No primeiro caso, o custo pode ser estimado mediante um cálculo que leve em conta as condições específicas de construção da ampliação; ou pode se adotar um custo por unidade de comprimento, a partir de tabelas, geralmente disponíveis nas prefeituras, de custo médio de construção em função do tamanho e tipo de conduto.

Na situação em que não é possível (ou justificável) definir o traçado e características da ampliação, uma possibilidade é elaborar, a partir da tabela de custo por unidade de comprimento, uma curva de custo em função da capacidade hidráulica necessária. Com essa metodologia, o trabalho na simulação de alternativas é simples, já que a ampliação é definida a partir do aumento da capacidade do conduto existente. Alguns condicionantes adicionais para a ampliação, como níveis de água máximos para evitar efeitos de remanso, ou condicionantes específicos em certos trechos ou locais, também podem, e na medida do possível devem, ser contemplados.

Na escolha de qual metodologia de cálculo de custo utilizar, deve ser considerada a importância da obra contemplada no PDDrU, e seu “peso” no custo total. Uma questão adicional a ser observada na avaliação dos custos de cada alternativa é a transferência de impactos para jusante do sistema que está sendo estudado. Solucionar os problemas causados por essa transferência gera custos, que devem ser somados aqueles custos gerados dentro do sistema (bacia) objeto do planejamento.

IMPLEMENTAÇÃO DAS MEDIDAS DE CONTROLE

A partir dos elementos gerados na etapa anterior, é dado início à fase de implementação dos PDDrUs e à implantação das medidas de gerenciamento. Isso abrange tanto as medidas estruturais (obras de controle do escoamento pluvial), como as medidas não-estruturais (elementos administrativos, legislação, educação, etc.)

Em Porto Alegre, por exemplo, os estudos referentes à primeira e segunda etapas do PDDrU do município de Porto Alegre foram concluídos no ano de 2005. Para dar início à implementação das medidas de controle definidas, o DEP priorizou a bacia do Arroio da Areia, visto que esta era a única região da cidade na qual havia registros frequentes de mortes, em função de alagamentos.

Conforme anteriormente descrito, nesta bacia hidrográfica foram previstos 11 reservatórios de amortecimento de cheias, bem como a ampliação de diversos trechos de condutos. A estimativa de custos apresentada no PDDrU considerou a implantação de estruturas de retenção a céu aberto, com taludes gramados, sendo a maioria delas localizada em praças ou outras áreas públicas.

O primeiro grande desafio encontrado pelo DEP foi a não aceitação das medidas de controle do escoamento pluvial definidas no PDDrU por parte da SMAM (Secretaria Municipal do Meio Ambiente), órgão responsável pela gestão ambiental do município, em razão da necessidade do uso de praças públicas para implantação das bacias de retenção. Nesse aspecto, a SMAM recebeu amplo apoio da população local, bastante contrariada pela sua não participação durante a elaboração do PDDrU.

A experiência de Porto Alegre confirma, portanto, a já mencionada necessidade de ampla difusão, possibilitando a participação dos receptores das medidas de controle (ou seja, a comunidade local) em todo o processo de tomada de decisão e planejamento. Nesse aspecto, o PDDrU do Arroio da Areia tinha deficiências, já que as primeiras ações de divulgação foram tomadas já durante a elaboração do projeto executivo das intervenções.

O principal questionamento levantado pela população local foi a presença de esgoto cloacal na rede pluvial, o que poderia inviabilizar, em tempo seco, o uso da área para lazer, em função de uma possível contaminação do solo. Mesmo sendo propostos reservatórios do tipo *off-line*, essa concepção nunca

foi aceita. Já por parte da SMAM, sequer foi aceito o conceito de usos múltiplos para as praças.

Após várias discussões entre DEP, SMAM e moradores dos bairros atingidos, incluindo a realização de audiências públicas na região, houve uma alteração da solução originalmente proposta, sendo previstas estruturas de retenção fechadas, em concreto. Além disso, ocorreram negociações com o DMAE (Departamento Municipal de Água e Esgoto) para que a implantação de rede separadora absoluta na região, prevista inicialmente para um prazo de 10 anos, fosse realizada concomitantemente à execução das obras de drenagem pluvial.

Tais alterações, obviamente, acarretaram uma elevação considerável dos custos inicialmente previstos. Considerando-se apenas a diferença de valores entre os reservatórios abertos em grama e fechados em concreto, verifica-se que a segunda alternativa pode ser 5 vezes mais cara. Deve-se somar a isso, o custo excedente em função da antecipação da implantação de rede separadora absoluta na sub-bacia hidrográfica, que foi totalmente assumido pelo DMAE.

A disponibilização de verba para implantação das ações previstas pelo PDDrU é outra grande dificuldade enfrentada. Os valores necessários são bastante altos, inviabilizando a execução das obras com recursos próprios do DEP.

Como contraste aos problemas encontrados na implantação do PDDrU da Bacia do Arroio da Areia, pode ser citado o caso do Conduto Forçado Álvaro Chaves – Goethe, componente do PDDrU da Bacia Almirante Tamandaré (DEP, 2010b). Essa obra já entrou em funcionamento, e tem evitado sérios problemas de alagamento (mais de 1 metro de água) que aconteciam na área do Parque Moinhos de Vento. Mesmo sob as intensas chuvas do verão 2009-2010, o funcionamento do sistema foi satisfatório.

Em termos gerais, a etapa de implantação das medidas definidas nos PDDrUs está no seu início, e ainda não é possível extrair conclusões definitivas. O acompanhamento deste processo pode fornecer elementos muito importantes para a futura elaboração e implementação de outros PDDrUs, e para a gestão das águas pluviais.

MANUTENÇÃO E OPERAÇÃO DOS SISTEMAS

Após a conclusão da implantação das medidas de controle do escoamento pluvial, inicia uma etapa menos visível, mas fundamental: a operação e manu-

tenção do sistema. Tomando como exemplo as bacias de amortecimento em Porto Alegre, neste momento são 20 delas implantadas ou em processo de implantação, cuja manutenção cabe ao DEP.

Existe uma grande dificuldade neste processo. Vis-to que desde o início da implantação de reservatórios de amortecimento de cheias na cidade (em meados dos anos 90) não houve incremento significativo na verba destinada pelo poder público municipal ao DEP para fins de manutenção e operação do sistema pluvial, a manutenção dessas estruturas tem sido bastante deficiente. Ações de manutenção preventiva são executadas muito esporadicamente e, em casos de eventos extremos de precipitação, quando os reservatórios de fato entram em operação, sua limpeza só é feita após muitos dias (pois são priorizadas redes e canais obstruídos que causem danos em imóveis ou em vias públicas).

Essa deficiência nos serviços de manutenção não apenas traz problemas operacionais ao sistema (por exemplo, assoreamento das bacias a céu aberto), mas também ajudam a construir uma imagem negativa desse tipo de solução junto à população local.

COMENTÁRIOS FINAIS

Após aproximadamente uma década do início da implementação do PDDrU de Porto Alegre, podem-se verificar muitos avanços, apesar das dificuldades relatadas. O conceito de não ampliação das vazões de pré-ocupação já está relativamente bem sedimentado entre os técnicos da área: todos os novos empreendimentos de parcelamento do solo na cidade respeitam esse aspecto, por meio da implantação de dispositivos de controle, orientados, principalmente pelo Manual de Drenagem (IPH, 2002b; DEP/PMMA, 2010a), desenvolvido durante a elaboração do PDDrU.

Neste sentido, os instrumentos de regulação e manejo das águas pluviais de Porto Alegre têm se mostrado adequados, embora possam ser continuamente melhorados. Uma das solicitações, por parte da maioria dos projetistas, é a revisão da equação que o DEP utiliza para o dimensionamento de reservatórios no lote, alegando que a mesma gera volumes necessários para armazenamento significativamente superiores aos encontrados em outras cidades.

Além desta pressão, na última revisão do Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano Ambiental de Porto Alegre, concluída em 2010, foi aprovada uma alteração no artigo que exige o controle do escoamen-

to pluvial em novos empreendimentos do parcelamento do solo na cidade, tendo sido inserida a frase “*desde que comprovada tecnicamente a sua necessidade*”. Assim, desde esta data, o DEP tem a responsabilidade de comprovar que o controle do escoamento pluvial é necessário, embora até o momento a equipe tenha conseguido a implantação de reservatórios de retenção em todos os empreendimentos.

Nas bacias hidrográficas que já dispõem de PDDrU, o DEP está implementando, de forma gradual, as obras previstas para o controle do escoamento pluvial na macrodrenagem. A bacia do Arroio da Areia, especificamente, é a mais avançada neste sentido: 3 bacias de amortecimento já se encontram em operação e 2 outras estão em processo de liberação de verbas para sua execução. A comunidade local tem amplo conhecimento das medidas previstas no PDDrU, apesar de ainda não haver consenso em sua aceitação. A comunidade local tem muita resistência à construção de reservatórios de retenção, mesmo fechados. O setor imobiliário exerce forte pressão para a ocupação dos vazios urbanos, que estão destinados à construção de reservatórios de amortecimento. Existe, ainda, uma forte oposição de órgãos internos da Prefeitura Municipal de Porto Alegre, no caso a SMAM (Secretaria Municipal do Meio Ambiente), no caso de ocupação de praças e parques públicos.

Acredita-se que essa resistência será vencida no momento em que os reservatórios existentes e a serem implantados, em breve, mostrarem-se efetivamente eficientes na redução dos alagamentos na região. Esta tarefa torna-se difícil, visto que até o momento não foram previstos procedimentos ou programas de monitoramento para verificar de forma quantitativa a efetividade das ações tomadas. Um único trabalho foi realizado (Carmona, 2008), no qual foram compilados dados das obras de controle de escoamento pluvial executadas até maio/2008, e avaliada sua eficiência no abatimento das vazões de pico.

A terceira e última etapa do PDDrU de Porto Alegre, que se encontra atualmente em elaboração, e abrange todas as restantes 21 bacias hidrográficas da cidade, deve considerar as “lições aprendidas” durante o processo de implementação das ações no Arroio da Areia. Nessa terceira etapa, é prevista a divulgação para representantes da população local ainda na etapa de definição da solução a ser adotada, por meio da apresentação em Fóruns Regionais de Planejamento, a serem realizados em 2 fases: durante a definição das soluções a serem propostas para cada bacia, para fins de coleta de sugestões e críticas, e ao

final do trabalho, para conhecimento do produto final. As medidas de controle do escoamento pluvial também estão sendo adaptadas às condicionantes do Plano Diretor de Esgotamento Sanitário da cidade, atualmente em fase de revisão, em uma tentativa de integração entre planos setoriais, conforme diretrizes da Lei 11.445/2007 (Brasil, 2007). Está prevista, ainda, a revisão do PDDrU das primeiras 6 bacias-piloto, concluído em 2003.

Já as deficiências de manutenção deverão ser superadas internamente pelo DEP, através da alocação de mais verbas, equipamentos e equipes de trabalho para atuar nas bacias de retenção já implantadas. A Secretaria de Gestão e Planejamento Estratégico

do Município de Porto Alegre está preparando um edital para contratação de consultoria que irá elaborar o Marco Regulatório para criação da Agência Municipal de Saneamento, e irá revisar o sistema contábil do DEP e DMAE, com o objetivo de alcançar a sustentabilidade econômica dos serviços de saneamento. Infelizmente, essa não é apenas uma questão econômica, mas também cultural, tendo em vista que os próprios técnicos da área de operação e manutenção do DEP ainda não assimilaram a importância das estruturas de controle do escoamento dentro do sistema de águas pluviais da cidade. Novamente, é uma concepção que vem sendo alterada no decorrer dos anos, em função da comprovação da eficácia das obras executadas.

Referências

- AGRA, S. G., 2001. *Estudo Experimental de Microrreservatórios para o Controle do Escoamento Superficial*. Porto Alegre: UFRGS – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 105f. Dissertação (Mestrado).
- ALLASIA, D. G., 2002. *Impacto das incertezas no custo de uma rede de macrodrenagem*. Porto Alegre: UFRGS – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 152f. Dissertação (Mestrado).
- ALLASIA, D. G.; VILLANUEVA, A. O. N., 2004. *Custo da incerteza na macrodrenagem urbana I: Determinação dos parâmetros mais sensíveis na modelagem de macrodrenagem urbana*. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v.12, p. 1-11, 2007.
- ALLASIA, D. G.; VILLANUEVA, A. O. N., 2004. *Custo da incerteza na macrodrenagem urbana II: Influência do erro na estimativa do CN sobre o custo da rede*. In: Revista Brasileira de Recursos Hídricos (RBRH), v.12, p. 12-22, 2007.
- BRASIL, 2001. Estatuto das Cidades. Lei nº 10.257, de 10 de Julho de 2001. 16 p.
- BRASIL, 2007. Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nºs 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1983, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei nº 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências. Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 05 jan. 2007.
- CARMONA, M. V. C., 2008. *Gestão da Drenagem Urbana em Porto Alegre-RS*. Monografia de Conclusão de Curso de Especialização, Departamento de Engenharia Civil e Ambiental, Universidade de Brasília, Brasília, DF, 102 p.
- CASTRO, A.S; GOLDENFUM, J.A. Uso de telhados verdes no controle quali-quantitativo do escoamento superficial urbano. Agosto de 2008. Programa de Pós-graduação em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental, IPH/UFRGS. Disponível em: <<http://www.ecotelhado.com.br/arquivos/documento/Resultados%20Preliminares%20Telhado%20Verde%20pdf.pdf>>. Acesso em Maio/2010.
- CHEVERAUX, G.; HOLLY, F.; PREISSMAN, A., 1978. *Can Detailed Hydraulic Modeling Be Worthwhile When Hydrologic Data is Incomplete?* In: Urban storm drainage. Billing & Sons Limited. Estover Road, Plymouth, Devon. pg. 87-99.
- CUNGE, J. A.; HOLLY, F.M.; VERWEY, A., 1980. *Practical aspects of computational river hydraulics*. Pitman. 420p.
- DEP/PMPA, 2010a. Departamento de Esgotos Pluviais/Prefeitura Municipal de Porto Alegre- Plano Diretor de Drenagem Urbana. Disponível: <http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/>. Acessado em Maio/2010.
- DEP/PMPA, 2010b. Departamento de Esgotos Pluviais/Prefeitura Municipal de Porto Alegre- Conduto Forçado Álvaro Chaves. Disponível: http://www2.portoalegre.rs.gov.br/dep/default.php?reg=1&p_secao=89. Acessado em Maio/2010.
- DHI, 2010. *Software Mike Urban*. Disponível: <http://www.dhigroup.com/>. Acessado em Maio/2010.
- EPA, 2010. Storm Water Management Model. <http://www.epa.gov/ednrmrl/models/swmm/>
- FAULKNER, B., 1999. *The control of surface water runoff from new development – UK national “policy” in need of review?* In: Urban Water, Vol. 1, 1999, 207-215. MWH, 2010. Wallingford-Hydroworks. <http://www.mwhsoft.com/>
- HR WALLINFORD, 2011. *Software Wallinford-Hydroworks*. Disponível: <http://www.hrwallingford.co.uk/index.aspx>. Acessado em Maio de 2011.
- IPH, 2002a (Tucci, C.; Villanueva, A.; Tassi, R.; das Neves, M; Allasia, D). Plano Diretor de Drenagem Urbana de Porto Alegre - Volumes I a IX.
- IPH, 2002b (Tucci, C.; Villanueva, A.; Tassi, R.; das Neves, M; Allasia, D). Manual de Drenagem Urbana de Porto Alegre - Plano Diretor de Drenagem Urbana de Porto Alegre - volume II.

- KOBIYAMA, M., HANSEN, S., 2002. Vantagens da utilização do sistema de coleta da água da chuva sob o ponto de vista dos aspectos hidrológicos e econômicos: Estudo de caso em Florianópolis/SC. In: *Aproveitamento da água da chuva*. Group Raindrops. Organizadores e Tradutores: KOBIYAMA, M., USHIWATA, C. T., AFONSO, M.. Curitiba/PR. 2002. p. 169-181.
- PERSCH, C. G. ; TASSI, R. ; DE SALLES, L. S. ; ALLASIA, D. ; PAVI, D. R. ; MACAGNAN, C. C., 2010. Telhado Verde como Alternativa para o Controle Quali-Quantitativo das Águas Pluviais. In: 25a Jornada Acadêmica Integrada, 2010, Santa Maria. Anais 25a JAI. Santa Maria : UFSM, 2010.
- PRINCE GEORGE'S COUNTY, 1999. *Low-impact development design strategies: An integrated design approach*. Prince George's County, MD Department of Environmental Resources. 150 p.
- SILVEIRA, A. L. L., 2000. *Aspectos históricos da drenagem urbana no Brasil*. In: Tucci, C. E. M., Goldenfum, J. A., Depettris, C. A., Pilar, J. V. Hidrologia Urbana na Bacia do Prata. Porto Alegre: ABRH: IPH/UFRGS. p. 11-17.
- SOUZA, C. F., 2005 *Mecanismos Técnicos-Institucionais para a sustentabilidade da drenagem urbana*. Porto Alegre: UFRGS – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 193f. Dissertação (Mestrado).
- TASSI, R., 2002. *Efeito dos microrreservatórios de lote sobre a macrodrenagem urbana*. Porto Alegre: UFRGS – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 132f. Dissertação (Mestrado).
- TASSI, R., VILLANUEVA, A. O. N., 2004. *Análise do impacto dos microrreservatórios nos custos de uma rede de drenagem urbana*. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, Volume 9, no 3, Jul/Set/2004. p. 89-100.
- TUCCI, C.E.M.; 1997. Plano Diretor de Drenagem Urbana: Princípios e Concepção. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. ABRH. Vol. 2, nº 2.
- TUCCI, C. E. M., PORTO, R. L. e BARROS, M. T. (Orgs.), 1995. Drenagem Urbana. Porto Alegre: Editora da Universidade (UFRGS) e ABRH Associação Brasileira de Recursos Hídricos. v. 1. 428 p.
- TUCCI, C. E. M., 2002 (Org.). Workshop for Decision Makers on Floods. Santiago: GWP WMO,. v. 1. 260 p.
- TUCCI, C. E. M.; ZAMANILLO, E.; PASINATO, H., 1989. Sistema de Simulação Precipitação-Vazão IPHS1, Publicação Recursos Hídricos n.20, IPH/UFRGS.
- USACE, 2010. HEC-RAS. <http://www.hec.usace.army.mil/software/hec-ras/>
- URBONAS, B., STAHR, P., 1993. *Stormwater Best Management Practices and Detention*, Prentice Hall, Englewood Cliffs, New Jersey. 450p.
- VILLANUEVA, A. O. N., 1990. *Modelo para Escoamento não Permanente em uma Rede de Condutos*. Porto Alegre: UFRGS – Programa de Pós Graduação em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental. 83f. Dissertação (Mestrado).
- VILLANUEVA, A. O. N., e C. E. M. TUCCI. 1995. Simulação hidrodinâmica de redes de condutos pluviais. In Métodos numéricos em recursos hídricos 2, editado por Silva, R. C. V, 99-154. Rio de Janeiro: Associação Brasileira de Recursos Hídricos.
- VILLANUEVA, Adolfo O. N.; GOLDENFUM, J. A.; SILVEIRA, A. L. L. da. (Org.). Soluções para a drenagem urbana em países da América Latina. Porto Alegre/RS, 2001, v. 1, p. 1-174.
- VIEGAS FILHO, C. E. M, TUCCI, VILLANUEVA, A., D, G. ALASIA P., TASSI, T., & R. C.F. DAMÉ. Manual do Usuário IPHS1 para Windows, v. 2.11 – Versão PDF. IPH/UFRGS, Porto Alegre RS, 46 p. 2004.
- WATER SENSITIVE URBAN DESIGN, 2004. Material disponível no site <http://www.wsud.org/>. Acessado em Maio/2010.

Adolfo O. N. Villanueva Instituto de Hidrologia de Llanuras – Universidad Nacional del Centro de la Provincia de Buenos Aires/Argentina - avillanueva@faa.unicen.edu.ar

Rutinéia Tassi Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria/Brasil - rutineia@gmail.com

Daniel G. Allasia Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – Universidade Federal de Santa Maria/Brasil - hidrologia@gmx.net

Daniela Bemfica Departamento de Esgotos Pluviais – Prefeitura Municipal de Porto Alegre - daniela@dep.pfpoa.com.br

Carlos Tucci Instituto de Pesquisas Hidráulicas – Universidade Federal do Rio Grande do Sul – tucci@iph.ufrs.br

A questão ecológica na gestão dos corpos hídricos – analisando os focos das diretrizes brasileira e europeia.

Lafayette Dantas da Luz
Maria Teresa Ferreira

RESUMO: Neste artigo são discutidos os focos considerados para a classificação e definição de metas para a gestão dos corpos d'água nas legislações Brasileira e Européia. Embora no Brasil, na sua Constituição Federal, em Constituições Estaduais, na Lei Nacional de Recursos Hídricos (9433/1997) e em Resoluções diversas encontremos referências a “meio ambiente ecologicamente equilibrado”, “desenvolvimento sustentável, baseado nos princípios da função ecológica da propriedade”, “equilíbrio ecológico aquático”, “meio ambiente ecologicamente equilibrado”, dentre outras, verifica-se que os instrumentos reguladores que dão suporte às ações de gestão apresentam limitações para o trato da questão, devido a serem os “usos da água” o foco central. A condição qualitativa das águas vem secundariamente, em nosso entender, e ainda baseado em indicadores que apenas fornecem uma idéia muito restrita das condições ecológicas. Em contraste, a Diretiva Européia da Água, em curso de implementação pela União Européia, traz uma centralidade, ainda pouco compreendida, que significa uma mudança radical de paradigma na gestão das águas. Seu foco está no “estado ecológico” das massas de água, sendo que os usos da água devem ser condicionados a partir dessa contextualização. Essa inversão de focos é avaliada, a fim de uma reflexão sobre a necessidade de se avançar, no Brasil, em termos da integração da gestão ambiental com a gestão das suas águas, mesmo diante das dificuldades que a experiência europeia tem mostrado para sua efetivação e dos desafios que se apresentam no Brasil para tal.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão, recursos hídricos, ecohidrologia, paradigma, Diretiva Européia da Água, legislação

ABSTRACT: This article discusses the focuses that are involved in the classification and definition of initiatives for management of water bodies in the Brazilian and European laws. Although in the Brazilian Federal Constitution, in State's Constitutions, in the National Water Act (9433/1997) and in several Resolutions references to “an ecologically balanced environment”, “sustainable development, based on the principles of ecological function of the property”, “aquatic ecological balance”, and “ecologically balanced environment” can be found, it appears that regulatory instruments that lead to management actions have limitations for dealing with the question, due to the central focus to be on the “uses of the water”. The qualitative condition of the water comes second, in our view, and still based on indicators that provide only a very limited idea of ecological conditions. In contrast, the Water Framework Directive, under implementation by the European Union, brings a central focus, yet poorly understood, which means a radical change of paradigm in water management. Such focus relies on the “ecological status” of water bodies, and the uses of the water should be conditioned within that context. This change in focus is analyzed in order to emphasize the need of integrating environmental management and water management in Brazil, despite the difficulties that the European experience has shown for its implementation and the challenges for a similar approach in Brazil as well.

KEY-WORDS: Management, water resources, ecohydrology, paradigm, European Water Framework Directive, legal framework

INTRODUÇÃO

“The significant problems we face cannot be solved at the same level of thinking we were at when we created them”

Albert Einstein

A quantidade de mananciais de água doce e seus ecossistemas associados que se encontra em condições degradadas ou tendendo a isso, total ou parcialmente,

é significativa e preocupante. Os ecossistemas aquáticos têm sido os de maior perda de biodiversidade o que, conforme Falkenmark (2008), situa-se em cerca de 50%, ocorrida ao longo dos últimos 30 anos. Tal degradação, no que se inclui de forma mais visível a qualidade das águas, se soma à heterogeneidade espacial e temporal da ocorrência e distribuição hídrica para o agravamento do acesso das populações à água. Esses fatos têm conduzido a situações de escassez, em especial em locais mais vulneráveis devido a condições

físicas limitantes para a produção e armazenamento das águas, bem como em locais onde a concentração da presença humana e/ou de suas atividades econômicas exerce pressão excessiva sobre a disponibilidade hídrica que é limitada (Falkenmark e Widstrand, 1992). Dessa realidade, decorrem conflitos entre usuários ou, ainda, um aumento da pobreza e agravamento da qualidade de vida humana e não-humana. Ainda, considerando o agravamento das alterações climáticas e a não redução das taxas de crescimento populacional, a demanda relativa deve se agravar, especialmente em países “em desenvolvimento”, assim como o desafio para países com maior disponibilidade relativa de água não será apenas prover quantidades, mas prover suprimentos com qualidade que minimize problemas de saúde pública (Vorosmarty et al, 2000).

Diante desse quadro, esforços têm sido feitos a fim de mitigar os problemas, sendo evidente a necessidade de uma efetiva gestão do uso dos recursos naturais das bacias hidrográficas, em especial do uso da água. A gestão do uso dos recursos hídricos, nos seus primórdios, era tratada como um problema restrito ao acesso humano à água (por comunidades e por setores econômicos) em termos quantitativos. Historicamente observa-se a predominância de ações de gestão das disponibilidades hídricas (oferta), comumente com a busca e exploração de novos mananciais, e uma despreocupação com seus limites e consequências (Falkenmark, 2008). As demandas, por sua vez, tampouco eram questionadas e os esforços situavam-se em atendê-las, situação que atualmente se verifica como necessária de ser também submetida à gestão (Hespanhol, 2008).

A degradação da qualidade das águas foi observada, posteriormente, como fator limitante adicional à disponibilidade hídrica, o que requereu protocolos de avaliação e controle qualitativo das águas. Para o primeiro avanço no trato dos recursos hídricos, visando à gestão também da qualidade das águas, procedimentos e parâmetros indicadores foram sendo incorporados nos protocolos de análise e monitoramento. Estes essencialmente referiam-se a aspectos organolépticos (cor, cheiro e gosto) e patogênicos da água. Indicadores microbiológicos, como a presença de bactérias do grupo coliforme, foram precursores em termos da detecção de contaminação biológica. Indicadores físicos e químicos davam conta das condições organolépticas, mas também de salubridade/potabilidade, dentre eles destacando-se: temperatura, pH, oxigênio dissolvido, demanda bioquímica de oxigênio, nitrogênio e fósforo totais, resíduos

e turbidez. Diante dos efeitos de poluição generalizada, inclusive por novas substâncias sintéticas, legislações têm estendido enormemente as listagens de parâmetros necessários de serem monitorados. Adicionalmente, em função do desconhecimento de muitos poluentes e ainda mais dos potenciais efeitos sinérgicos que podem ocorrer entre os mesmos no ambiente, outras técnicas de monitoramento têm sido adotadas, a exemplo da **qualidade biológica da água** (Hellawell, 1996), da **integridade biótica das comunidades aquáticas** (Karr, 1991), da **saúde do ecossistema** (Karr e Dudley, 1981; Calow, 1992; Pollard e Huxham, 1998; Norris e Thoms, 1999), ou da **integridade ecológica** (Pollard e Huxham, 1998) ou **ambiental** (O’Keeffe et al, 2007), dentre outras designações com alguma similaridade. A primeira delas faz uso direto de ensaios ecotoxicológicos e uso de bioindicadores, os biomarcadores, os quais são respostas dos sistemas vivos a agentes estressores, mensurados em nível bioquímico, celular, fisiológico ou comportamental (Nascimento, 2002; Nascimento et al, 2006). Estas abordagens visam identificar condições que expressem uma síntese dos inúmeros fatores intervenientes na qualidade do ambiente e que separadamente pouco dizem sobre o todo.

Lentamente e não de forma homogênea e generalizada, a gestão das águas tem avançado de uma abordagem quali-quantitativa, centrada nos usos humanos, para uma visão mais ampla que considera os mananciais associados às bacias que os geram e os mantém e que, ainda mais, sustentam ecossistemas dos quais a humanidade faz parte. Os sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos, e das águas, vêm incorporando em seus estatutos e diretivas essa compreensão mais ampla do problema, mas ainda guardam os traços das determinantes históricas e regionais.

Particularidades de cada espaço regional, nacional ou pan-nacional devem ser tomadas em conta e incorporadas aos seus sistemas de gerenciamento. No entanto, há aspectos conceituais que resultam de um processo histórico de experiência e aprendizado e que podem ser generalizados tanto quanto as condições específicas das conjunturas sociais, econômicas, políticas, culturais e científicas permitam. Nessa linha, vemos nas experiências brasileira e européia uma oportunidade para reflexão sobre os seus estágios no trato da questão. Se os sistemas de gerenciamento não devem ser rigorosamente iguais, podem ainda avançar mais ao se valer de experiências, conceitos e paradigmas que atualmente diferem, mas que

podem ser adaptados e incorporados. Esse aspecto é avaliado adiante à luz da legislação brasileira e dos elementos essenciais da Diretiva Européia da Água, dando-se destaque a como a dimensão ecológica é efetivamente tratada nesses marcos regulatórios, a sua importância e as possibilidades para sua adoção de forma mais efetiva.

A DIMENSÃO AMBIENTAL E ECOLÓGICA NO SISTEMA BRASILEIRO DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

A questão ambiental no Brasil teve especial relevância a partir da realização da Conferência RIO 92, a qual foi um marco importante para a disseminação da discussão sobre o conceito de sustentabilidade e sua aplicabilidade, além das questões ambientais ganharem mais espaço e ações para além daquelas dos ativistas ambientais. Mesmo antes desse evento o reconhecimento da necessidade de se tratar as condições ambientais sustentavelmente já conseguia extrapolar, no Brasil, as rodas ambientalistas e acadêmicas, atingindo a esfera política, o que foi refletido na Constituição Federal de 1988, durante o processo de redemocratização do país.

No que tange as águas, a Constituição deu suporte ao que seria refletido anos após na “Lei Nacional dos recursos Hídricos” (9433/97), quanto à dominialidade e descentralização administrativa para a gestão das águas, definindo bacias hidrográficas e rios em federais e estaduais, mas em especial quanto ao caráter de “bem público e de uso comum” das águas. Em seu Art. 225, do Capítulo VI referente ao Meio Ambiente, é postulado que: “...todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, bem de uso comum do povo e essencial à sadia qualidade de vida, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações” (Brasil, 2010a. Grifo nosso.).

A Lei Federal 9433/97 (Brasil, 2010b) estabeleceu a política e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SNGRH) definindo os instrumentos para sua implementação: “(I) os Planos de Recursos Hídricos; (II) o enquadramento dos corpos de água em classes; (III) a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos; (IV) a cobrança pelo uso de recursos hídricos; (V) o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos”.

Visando uma gestão das águas com caráter participativo e integrado, os Comitês de Bacias Hidrográficas são considerados a base para tal, sendo

constituídos por colegiados instituídos por Lei, no âmbito do SNGRH e dos Sistemas Estaduais. Têm papel deliberativo e são compostos por representantes do Poder Público, da sociedade civil e de usuários da água, podendo ser instalados oficialmente em águas de domínio da União e dos Estados, regulamentados por legislação específica nos âmbitos federal e dos estados da União.

Dos instrumentos para implementação da Política Nacional dos recursos hídricos (PNRH), indica-se sucintamente a seguir os seus objetivos primordiais, no entanto, adiante, são apenas feitos resgates dos aspectos conceituais dos mesmos no que se referem ao trato da questão ambiental e ecológica. Os Planos diretores visam “fundamentar e orientar a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e o gerenciamento dos recursos hídricos”. O Enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água, visa: “(I) assegurar às águas qualidade compatível com os usos mais exigentes a que forem destinadas; (II) diminuir os custos de combate à poluição das águas, mediante ações preventivas permanentes” (grifos nossos). A Outorga visa “assegurar o controle quantitativo e qualitativo dos usos da água e o efetivo exercício dos direitos de acesso à água”. A Cobrança pelo uso da água tem como objetivo: “(I) reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; (II) incentivar a racionalização do uso da água; (III) obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos” (grifos nossos). O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos visa a “coleta, tratamento, armazenamento e recuperação de informações sobre recursos hídricos e fatores intervenientes em sua gestão” (Brasil, 2010b).

Referindo-se ao principal mecanismo a tratar da condição de qualidade dos corpos de água, o Enquadramento, verifica-se a menção direta e central aos “usos” mais importantes ou evidentes para estabelecer o seu sistema de classificação. A qualidade do corpo hídrico está subordinada, conforme o seu item I, aos usos a que o mesmo venha atender. A Outorga, por sua vez, se refere ao “controle ... qualitativo dos usos da água”, o que diz respeito ao potencial poluidor ou degradador da atividade usuária, além de mencionar os “direitos de acesso à água”, pautando-se com isso sobre as necessidades humanas e econômicas, somente. Por outro lado, o instrumento Cobrança, em seu item II, objetiva indicar aos usuários (pessoas ou organizações) o “real valor” da água, o faz em base

“econômica” (item I), o que pode ser entendido como base “monetária”, em termos práticos. Afinal, não se trata de “valor” enquanto categoria subjetiva de julgamento e percepção da realidade.

Tratando dessas três diretivas apenas, verifica-se a total priorização do uso humano para fins econômicos como orientação às ações que visam atender aos objetivos da PNRH, assim como uma grande lacuna quanto aos aspectos ecológicos associados ao uso do recurso natural água, demonstrando assim uma forte concepção utilitarista: “(I) assegurar à atual e às futuras gerações a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos; (II) a utilização racional e integrada dos recursos hídricos, incluindo o transporte aquaviário, com vistas ao desenvolvimento sustentável; (III) a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais”.

No que tange os Planos Diretores de Recursos Hídricos, os mesmos em geral têm se pautado no diagnóstico de disponibilidade hídrica, assim como na identificação dos usos atuais e potenciais, e no máximo contemplando as possibilidades de uso integrado e alguma restrição referente às condições qualitativas das águas. Novamente, nesse instrumento, os usos humanos têm sido centrais, sendo que as questões ecológicas restringem-se à afirmação da importância de áreas de preservação e unidades de conservação.

Neste artigo é feita maior referência ao instrumento Enquadramento dos corpos de água devido a nele residir, em sua regulamentação legal, a Resolução 357/2005 do Conselho Nacional de Meio Ambiente – CONAMA (Brasil, 2010c), atualizada pela Resolução 430/2011, as diretrizes ambientais para a classificação das massas de água doce, salobras e salinas. No preâmbulo dessa Resolução embora sejam feitas menções a que “a água integra as preocupações do desenvolvimento sustentável, baseado nos princípios da função ecológica da propriedade”, dentre outros princípios, e “no reconhecimento de valor intrínseco à natureza”; assim como “que a saúde e o bem-estar humano, bem como o equilíbrio ecológico aquático, não devem ser afetados pela deterioração da qualidade das águas”; e também “que o controle da poluição está diretamente relacionado com a proteção da saúde, garantia do meio ambiente ecologicamente equilibrado e a melhoria da qualidade de vida”, observa-se no decorrer de seu texto a constante subordinação da classificação dos corpos de água e da definição de

metas aos usos humanos atuais ou esperados, expressamente apresentados como “usos preponderantes”.

Ainda no preâmbulo, há referência à classificação das águas doces, salobras e salinas, como sendo “essencial à defesa de seus níveis de qualidade, avaliados por condições e padrões específicos, de modo a assegurar seus usos preponderantes”. No Capítulo I, Das Definições, a “classe de qualidade” assim como “classificação” são associadas claramente ao atendimento dos usos preponderantes. Similarmente, quando define “enquadramento”, o coloca como meta ou objetivo de qualidade da água (classe) a ser “alcançado ou mantido em um segmento de corpo de água, de acordo com os usos preponderantes pretendidos, ao longo do tempo”. Algumas concessões são feitas com relação à biota como no caso da referência aos limites individuais para cada substância considerados em cada classe (Art. 7º.), quando trata de eventuais interações entre tais substâncias, as quais “não poderão conferir às águas características capazes de causar efeitos letais ou alteração de comportamento, reprodução ou fisiologia da vida”. Porém volta a salientar que: “bem como de restringir os usos preponderantes previstos”. Assim, mistura os propósitos, reportando-se a diferentes aspectos, mas sem hierarquizá-los claramente. Nas diretrizes ambientais para o enquadramento (Capítulo V) é indicado que “o enquadramento do corpo hídrico será definido pelos usos preponderantes mais restritivos da água, atuais ou pretendidos” (§ 1º), assim como “nas bacias hidrográficas em que a condição de qualidade dos corpos de água esteja em desacordo com os usos preponderantes pretendidos, deverão ser estabelecidas metas obrigatórias, intermediárias e final, de melhoria da qualidade da água” (§ 2º).

Soma-se a essa clara subordinação do trato da qualidade das massas de água aos usos, o fato dos indicadores da qualidade da água restringirem-se a parâmetros físicos, químicos e bacteriológicos, muito embora alguma referência seja feita ao “equilíbrio ecológico aquático”. Não são considerados parâmetros baseados em indicadores biológicos, com os quais se espera que expressem e sejam síntese das condições ambientais (Simon, 2003). Também, não são considerados processos ambientais ou biológicos, o fluxo e balanço de energia, a condição de produtividade, a estrutura e funções dos ecossistemas, ou outros aspectos que pudessem fornecer uma avaliação mais efetiva do estado das massas de água. Ou seja, a dimensão ecológica dos corpos hídricos não é considerada e avaliada no processo de Enquadramento, o que é ratificado por Oliveira e Marques (2008).

Embora se trate de um aspecto adicional, convém salientar que o Enquadramento ao não fazer qualquer menção aos aspectos quantitativos das águas, ou seja, a valores das descargas ou ao regime hidrológico, dissocia um processo que é extremamente importante para a qualidade das águas. Nesse contexto deveriam ser considerados regimes hídricos que potencializem processos ecológicos e ambientais (vazões ambientais), a fim de aumentar as chances de garantia da qualidade desejada para as águas (Acreman e Ferguson, 2010).

Ao se enfatizar essas questões, deseja-se chamar a atenção para outras experiências em que há uma mudança de foco. A Diretiva Européia da Água é uma referência que merece ser analisada quanto aos seus fundamentos conceituais, o que é apresentado no item a seguir.

A DIMENSÃO AMBIENTAL E ECOLÓGICA NA DIRETIVA EUROPÉIA DA ÁGUA (Water Framework Directive)

A União Européia aprovou no ano 2000 o Sistema de Diretivas para a Água - Water Framework Directive (JOCE, 2000), um bem estruturado e estratégico sistema visando orientar e lidar com a condição dos corpos hídricos europeus, assumindo o objetivo de estes virem a atingir um “bom estado ecológico” até o ano de 2015 (Alves et al, 2002).

Dentre os principais aspectos introduzidos pela Diretiva destacam-se (INAG, 2010): abordagem integrada de proteção das águas (de superfície e subterrâneas); avaliação do estado das águas através de uma abordagem ecológica; planejamento integrado em nível da bacia hidrográfica; Planos de Gestão de Bacia incluindo programas de medidas; estratégia para a eliminação da poluição causada por substâncias perigosas; instrumentos financeiros; incremento da divulgação da informação e incentivo da participação do público; organização do quadro legal comunitário.

Restringindo-nos ao aspecto principal que se deseja destacar neste artigo, a abordagem ecológica para a avaliação do estado das águas, a Diretiva considera “qualidade ecológica das águas” como uma expressão da estrutura e funcionamento das comunidades biológicas, porém levando também em consideração fatores naturais fisiográficos, geográficos e climáticos, condições físicas e químicas das águas, e também impactos que resultam das atividades humanas. Essa avaliação da qualidade ecológica dos corpos hídricos superficiais, os quais são vistos como ecossistemas aquáticos, é medida pelo desvio entre a situação exis-

tente e aquela que existiria na ausência de intervenção humana, sendo desenvolvida independentemente dos usos atuais ou potenciais praticados nessas águas (Alves et al, 2002). São estabelecidas metas a serem cumpridas pelos países membros da União Européia (UE) em médio e longo prazo, bem como punições aos que não cumprirem as determinações, além de ter sido instituído um fundo destinado à amortização dos custos de implementação das políticas hídricas.

Essencialmente, para a implementação da Diretiva e, logo, o cumprimento dos objetivos ambientais determinados, se faz necessário o desenvolvimento e a aplicação por parte dos Estados-membros dos princípios, orientações e medidas diversas, relacionadas à definição do “estado ecológico”, destacando-se as seguintes (Pio e Henriques, 2000):

 Definição da tipologia dos meios hídricos: rios, lagos, águas de transição, águas costeiras, meios hídricos fortemente impactados e meios hídricos artificiais. Vale-se de dois Sistemas, A e B, com variantes nos aspectos considerados para a classificação, enquadrando as bacias hidrográficas em ecorregiões. Ambos os sistemas incluem fatores obrigatórios: altitude, dimensão da área de drenagem e geologia. Adicionalmente, o sistema B prevê como fatores obrigatórios a latitude e a longitude e, como fatores facultativos, a distância à nascente, energia do escoamento, largura e profundidade média dos escoamentos, declive médio do escoamento, configuração do leito principal do rio, categoria do caudal (escoamento) fluvial, forma do vale, transporte sólido, capacidade de neutralização dos ácidos, composição média do substrato, cloretos, amplitude térmica média do ar, temperatura média do ar e precipitação. A seleção do sistema a adotar fica a cargo de cada Estado-Membro, podendo ainda ser considerados outros elementos (Alves et al, 2002, 2006).

 Definição das condições ecológicas de referência: para cada tipo de massa de água (e.g., rios de montanha graníticos) são identificados locais de baixa influência humana, onde são amostradas as comunidades biológicas existentes e a estrutura hidrogeomorfológica e analisado o regime natural de vazões, resultando em parâmetros utilizados como referência. Nos locais de mesma tipologia, são comparados os mesmos parâmetros (químicos, físicos e biológicos) e avaliado o seu grau de desvio com

relação às condições referenciais. Para todos os parâmetros usados deve ser demonstrada a sua reação significativa às pressões humanas. Em função da longa história de impactos antrópicos sobre os territórios europeus, as condições de referência têm sido reportadas a evidências das condições pré Era Industrial (até o século XVIII ou meados do XIX, conforme o local), já que é praticamente impossível e pouco realista se remontar a condições ‘naturais’, no sentido de anteriormente às ocupações e ações humanas mais intensas (Nijboer et al, 2004). No caso dos meios hídricos “artificiais” (e.g., canais) ou fortemente modificados (e.g., rios urbanos e rios represados), os elementos de qualidade buscam estabelecer o “máximo potencial ecológico”, devendo corresponder aos utilizados para a categoria de meio hídrico “natural” que mais se assemelhe.

▣ Desenvolvimento de sistemas de avaliação dos elementos de qualidade ambiental: cinco níveis de classificação qualitativos do estado ecológico são definidos pelos diferentes graus das alterações causados pela atividade humana sobre os elementos de qualidade. O estado ecológico pode variar de “Excelente” a “Mau” conforme os efeitos da atividade humana sejam identificados como de “Mínimos” a “Muito Graves”.

▣ Estabelecimento de programas de monitoramento: visa a avaliação do estado das águas, classificando-as e apresentando os resultados (monitoramento de vigilância) e o diagnóstico de problemas e acompanhamento dos programas de medidas aplicados (monitoramento operacional). Complementarmente a essas, o monitoramento de investigação poderá ser implementado a fim de obter informações requeridas para novos conhecimentos e estudos. Cada Estado-membro define sítios de monitoramento que constituirão a denominada “rede de intercalibração”.

▣ Harmonização dos métodos de monitoramento em nível nacional para as condições de referência. A aplicação das categorias para os diferentes níveis de estado ecológico pode ser susceptível a interpretações subjetivas, além de referirem-se a avaliações desenvolvidas com base em elementos de monitoramento e metodologias diferenciadas entre os Estados-membros. Com isso um processo denominado de “inter-calibração” é efetuado, harmonizando

os indicadores de qualidade e permitindo que as sanções comunitárias devido a não cumprimentos sejam semelhantes para todos os países por comparabilidade de resultados.

▣ Aplicação e apresentação da classificação do estado ecológico em nível Comunitário (CEE), a partir dos dados nacionais.

No processo de definição do “estado ecológico” são avaliadas também as condições dos corpos hídricos resultantes das pressões exercidas pelas atividades humanas em termos de seu tipo e de sua magnitude. Estas são verificadas especialmente em termos da qualidade da água e das alterações hidromorfológicas. Destaca-se a identificação e avaliação das fontes significativas de poluentes, pontuais e difusas, com origem urbana, industrial, agrícola ou outras, o que é orientado por Diretivas específicas. As classificações finais do “estado ecológico” são definidas pelo pior dos resultados de monitoramento dos elementos indicadores da qualidade biológica, física e química. Saliente-se que para as águas subterrâneas aplica-se o mesmo princípio (da obtenção do bom estado ecológico), mas utilizando apenas parâmetros químicos para medir o desvio entre as condições do aquífero com degradação da qualidade (por exemplo, concentração de nitratos) frente à condição sem influência humana. Também, as referências à proteção das águas subterrâneas são frequentemente abordadas quanto aos riscos aos sistemas superficiais dependentes das mesmas (Pio et al, 2000; Acreman e Ferguson, 2010).

A Diretiva da União Europeia não se refere explicitamente a regime ou vazões ambientais, mas exige que os Estados membros alcancem uma condição de bom estado ecológico em todas as massas de água, o que é avaliado por referência à biologia aquática. Indiretamente, pressupõe-se que regimes hidrológicos ecologicamente adequados são necessários para cumprir tal estado e possibilitar a restauração dos ecossistemas fluviais (Acreman e Ferguson, 2010).

No seu Artigo 13º a Diretiva da Água se refere aos Planos de Gestão de Bacias Hidrográficas. Trata da circunscrição das bacias e, logo, da abrangência dos Planos frente aos limites políticos entre os países; refere-se a eventuais necessidades de programas e planos de gestão mais pormenorizados, em nível de sub-bacia, setor, problema, ou tipo de água, dedicados a aspectos específicos da gestão das águas; dos prazos para publicação e revisão; e remete ao Anexo VII quanto às informações que os mesmo deverão conter. Essas informações compreendem: características da região,

incluindo ecorregiões, tipos de massas de água e condições de referência (ecológica) das mesmas; descrição das pressões e impactos significativos da atividade humana sobre o estado das águas (consequência de usos e intervenções); identificação e localização das zonas protegidas; as redes de monitoramento; uma lista dos objetivos ambientais; resumo da análise econômica das utilizações da água; resumo de medidas diversas (referentes a objetivos ambientais e programas, principalmente); registro de quaisquer programas e planos de gestão relativos à região hidrográfica que tratem de sub-bacias, setores, problemas ou tipos de águas; resumo das medidas de consulta e informação ao público que tenham sido tomadas; lista das autoridades competentes; os contatos e os procedimentos necessários para a obtenção das informações e dos documentos de apoio e em especial dados relativos às medidas de controle adotadas e dados de monitoramento.

Isso posto, observa-se que as condições, ou estados, ambientais e ecológicos das massas de água e das bacias são o foco dos artigos da Diretiva, incluindo o conteúdo dos Planos de Bacias. Visando a identificação de causas dos estados diagnosticados, há referência aos usos da água, intervenções estruturais nas bacias e corpos de água e às fontes de poluição. Assim, verifica-se uma diferença de foco e delineamento das diretrizes Europeias, onde os usos são vistos como causa das condições das massas de água e um “melhor estado” é o objetivo para as mesmas.

Ressalte-se que os usos humanos não deverão necessariamente ser restringidos a partir dessa abordagem. Deverão, no entanto, estar sendo considerados de forma a manter os mananciais em bom estado, ou deverão esses ser submetidos a programas que visem à recuperação da sua qualidade ou compensar a perda desta. Observa-se que as situações onde os impactos são irreversíveis ou cujos custos para recuperação sejam “desproporcionados” (e.g., em casos de massas de água fortemente alteradas), estes mananciais passam a ser qualificados por seu “potencial ecológico” e não mais pelo seu “estado ecológico”, dando coerência a ações que visarão melhorias dentro das condições de restrição impostas pela realidade.

A MUDANÇA DE FOCO – IMPORTÂNCIA E VIABILIDADE

Por que a ,dimensão ecológica deve ser considerada

O conceito de *ecossistema* tem sido levado gradualmente para o campo das políticas públicas e metodo-

logias empregadas no gerenciamento de rios (Thoms e Sheldon, 2002), como é o caso da Diretiva Europeia da Água a qual colocou a ecologia aquática como base das decisões da gestão das águas (Hering et al, 2010). As abordagens tradicionais no gerenciamento das águas pautavam-se, ou ainda se pautam, em procedimentos que exprimem as concepções vigentes sobre a forma e o grau de conexão das atividades humanas com os ambientes. Assim, normalmente se verificam intervenções fortemente baseadas em grandes investimentos de capital, fortemente dependentes em tecnologia e projetos de engenharia (“hidro-tecnologia”) e uso intensivo dos recursos naturais. Construção de barragens, estruturas para captação e adução a longas distâncias, transposições de água entre bacias, controle de cheias, sistemas de irrigação e drenagem em perímetros agrícolas, sistemas de tratamento de esgotos e efluentes, são alguns exemplos de estruturas prioritárias e essenciais nessa forma de gerenciamentos dos recursos hídricos (Harper et al, 2008; Hespanhol, 2008). Essencialmente trata-se de transformar e ajustar a natureza, os ambientes ou os processos às necessidades dos usos humanos, ao invés de ajustar nossas atividades às condições que os ambientes proporcionam. Essa tem sido a essência da Engenharia dos Recursos Hídricos, quando novos desenvolvimentos e ações intensivas tecnologicamente proporcionariam sempre a solução para novas questões que viessem a se apresentar.

No entanto percebe-se, após décadas dessas práticas, que em geral tais intervenções ou deterioraram condições ambientais ou são altamente consumidoras de energia e capital, dessa forma não se enquadrando no que se espera como soluções sustentáveis. Tal forma de condução, se não ignora os impactos ao ambiente e aos ecossistemas que daquelas intervenções resultam, baseia-se, em muitos casos, em avaliações que apenas parcialmente conseguem identificar elementos de qualidade do ambiente. Assim é que foi incorporada a análise de parâmetros físicos e químicos das águas, por exemplo, a fim de se inferir a qualidade das águas. Mas, ainda, voltando-se apenas para os riscos que a condição de qualidade analisada poderia trazer para dado uso humano. Definem-se, então, padrões aceitáveis para tais ou quais usos, visando reduzir os riscos para a saúde humana (e.g. efeitos patogênicos ou de toxidez), para o funcionamento da infraestrutura (e.g. grau de corrosão de estruturas metálicas), para o processamento da água em termos de custos e dificuldades de tratamento (e.g. devido à eutrofização) ou outros. Em termos das políticas de

gestão das águas, estas têm se pautado basicamente na definição de padrões de qualidade para os usos, no controle da emissão de efluentes e na tentativa de minimizar ou mitigar os impactos das pressões antropogênicas sobre a qualidade das águas (Hering et al, 2010). Outras formas de avaliação das condições dos corpos de água passaram a ser vistas como necessárias. As análises toxicológicas foram um progresso nesse sentido, ao lado da utilização de bioindicadores sensíveis a alterações ambientais, o que proporcionou novas perspectivas no sentido da compreensão da qualidade dos corpos de água, entendidos como ecossistemas e não somente como mananciais para abastecimento. Tais procedimentos e abordagens buscam identificar condições que a análise de parâmetros físicos e químicos por si só não detectam ou permitem, o que significou um avanço em termos de abordagem ecológica.

Conforme Pio e Henriques (2000), a adoção do conceito de “qualidade ecológica” surgiu, na Comunidade Européia, pela necessidade de se ter um quadro de avaliação da qualidade da água mais abrangente, pois as águas de superfície se mantinham com níveis relativamente elevados de poluição, mesmo depois de todas as medidas tomadas por força da aplicação da legislação em vigor à época, referente à proteção das águas.

A própria deterioração da qualidade das águas, no entanto, em muitos casos resulta de causas pouco ou não perceptíveis a partir das análises de parâmetros físicos e químicos. Ainda mais complexa é a situação se o objetivo for a inferência dos danos aos ecossistemas, comunidades ou populações específicas, enfim as perdas de biodiversidade, já que apresentam causas múltiplas e combinadas, o que torna praticamente impossível a detecção de estressores ou fatores causais únicos. Variações climáticas, fontes difusas de contaminação, contaminações episódicas ou cumulativas e alterações físicas do meio hídrico, em zonas ripárias e/ou na bacia, não apresentam efeitos imediatos, além de se combinarem, constituindo assim algumas das causas que justificam a necessidade de uma abordagem diferenciada para uma melhor compreensão da situação dos corpos de água e um gerenciamento mais efetivo das águas, inclusive estas como recurso.

A partir das condições físico-climáticas das bacias estabelecem-se os ecossistemas, num processo de metabolismo permanente, perseguindo estados de equilíbrio dinâmico de sua homeostase. As condições vigentes de um ecossistema ou as suas condições ecológicas resultam, então, de uma combinação de

fatores que se expressam em escalas espaciais e temporais múltiplas, sendo síntese de múltiplos fatores ambientais, incluindo as intervenções humanas. Sendo síntese, a “condição ecológica” de um ecossistema, se bem identificada, e mesmo sendo dinâmica, se constitui numa forma poderosa de avaliação da qualidade ambiental e de aferir o potencial de sustentabilidade de nossas ações.

Mas porque proteger ecossistemas? Ou porque buscar uma boa condição ecológica para os mesmos? Ou, simplesmente, porque considerar a “condição ecológica” (ou o “potencial ecológico”, como previsto na Diretiva Européia da Água para sistemas hídricos fortemente alterados) como o indicador global, apropriado para balizar o gerenciamento dos corpos de água e dos recursos hídricos?

A primeira razão é o aspecto de “síntese” que a “condição ecológica” possibilita, de diversos fatores abióticos e bióticos condicionando, no espaço e no tempo, os processos e inter-relações ambientais e ecológicas que resultam num “estado” do ecossistema, e nisso se inclui a qualidade e a quantidade (forma e regime de ocorrência) das águas.

Adicionalmente, os ecossistemas em boa condição nos oferecem uma gama de serviços ecológicos que muitas vezes não são reconhecidos claramente pelo público. Os serviços mais facilmente reconhecíveis, e menos controversos (Cairns, 1996), são aqueles aos quais valores econômicos são visivelmente atribuíveis. Este é o caso, por exemplo, do poder de auto-purificação das águas, provimento de alimento, combustível e outros recursos pelos ecossistemas. Em casos como esses os valores econômicos são facilmente incorporáveis às tomadas de decisão. Os benefícios de outros serviços ecológicos nem sempre são tão perceptíveis como, por exemplo, a preservação da dada(s) espécie(s), ou da biodiversidade, o que decorre da limitação do conhecimento humano e de aspectos culturais.

O chamado “uso passivo” ou mesmo o “não-uso” de certos bens e serviços proporcionados pela natureza tem sido considerado em análises econômicas. Algumas dessas abordagens são: o Valor de Opção, referente a preservar ou manter um bem natural visando à opção de uso futuro; o Valor de Existência, com o qual se assume que dado bem natural tem um valor independentemente de seu uso; Valor Altruístico de Existência, baseado no desejo ou possibilidade de outros virem a usar o bem; e o Valor de Legado, com o qual o altruísmo é dirigido para as próximas gerações, as quais poderão se beneficiar da preservação e manutenção de um bem natural. O campo da Eco-

nomia Ecológica tem desenvolvido procedimentos de valoração para essas categorias (Costanza 1989, 1996). Embora estes procedimentos nem sempre sejam plenamente aceitos, sem tal valoração os serviços ecológicos são usualmente desconsiderados como externalidades (Cairns, 1996).

A proteção dos ecossistemas tem sido frequentemente associada à necessidade de manutenção das funções biológicas e hidrológicas, contemplando produção de alimento e energia, manutenção de habitats e da resiliência – “o seguro contra colapso” (Falkenmark, 2008). A autora, no entanto, afirma que o gestor de recursos hídricos necessita informação mais específica a fim de determinar que componentes do ambiente devam ser considerados cruciais para proteção. Isso deve ser definido com base em análises diagnósticas que identifiquem os problemas-chave ecológicos na bacia, as causas da degradação e as cadeias causais envolvidas. Para uma abordagem dessa forma, é requerida atenção adequada às relações entre hidrologia e ecologia, o que então deveria guiar as ações de gestão.

Zalewski et al (1997) apresentam e discutem o termo “Ecohidrologia” como área multidisciplinar de conhecimento e como conceito a ser adotado para uma transição da ecologia descritiva, da conservação restritiva e da gestão essencialmente baseada na engenharia tradicional para uma fase operacional criativa, com planejamento preditivo e uso sustentável dos ecossistemas aquáticos. Essa transição é esquematizada na Figura 1.

As dificuldades da nova abordagem com base na experiência européia

Certamente que se tal abordagem tem um forte apelo, mostrando conteúdo e consistência, por outro lado trata-se de novos passos numa direção em que não faltam dificuldades e incertezas. Algumas destas podem ser presumíveis, no entanto é possível se valer de experiências como a implementação da Diretiva, em que pesem especificidades regionais e nacionais, socioeconômicas e culturais.

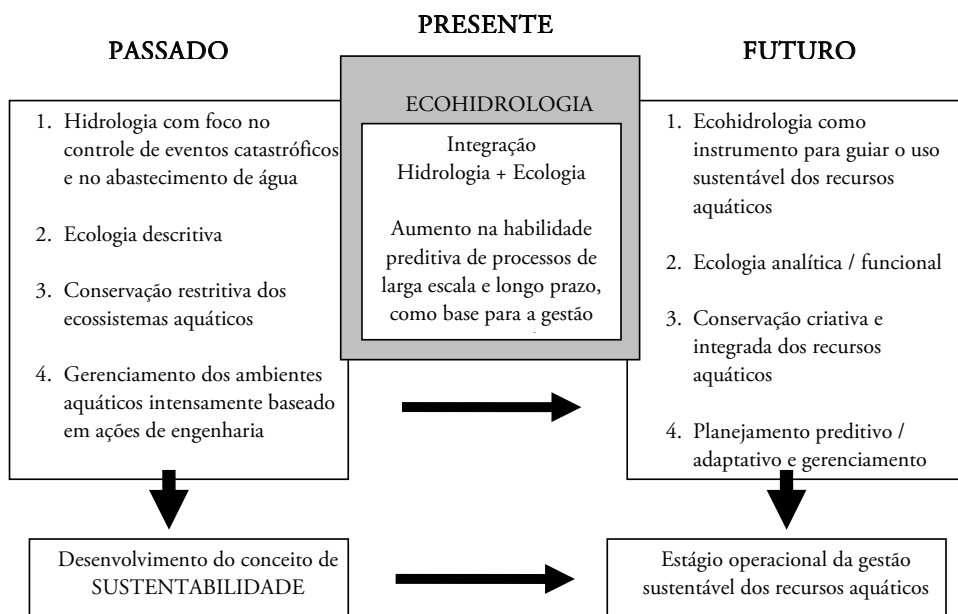


Figura 1 – Transição entre concepções e práticas no rumo de uma gestão dos corpos de água ecologicamente baseada; a ecohidrologia como abordagem fundadora (adaptado de Zalewski et al, 1997)

Hering et al (2010) fazem um balanço crítico da implementação da Diretiva Européia da Água ao longo dos últimos dez anos. Embora reafirmem que o aspecto mais inovador da Diretiva esteja em basear as decisões dos gestores nos efeitos dos estressores sobre o ecossistema ao invés de enfocar sobre o próprio estressor (e.g. poluição), o grande desafio está em como traduzir dados de comunidades biológicas em informações para medidas de restauração, assim como de avaliações ecológicas em decisões de gestão. Essa interface entre o gerenciamento das águas e a manutenção do ecossistema aquático representa, sem dúvida, uma dificuldade e um desafio para os gestores, (Postel, 1996, Jackson et al, 2001; Newson e Large, 2006). Ainda, Hering et al (2010) destacam o papel extremamente positivo desse processo de implementação da Diretiva, afirmando que um dos maiores avanços referentes ao sistema de avaliação em curso está no uso de diversos indicadores de qualidade ecológica e na consideração de tipologias para os corpos de água. A diversidade de tipologias, entretanto, não permite o uso de métodos simples, em menor número e amplos o suficiente para amostragem e avaliação em toda a Europa. Também, as tradições de biomonitoramento diferem entre os países membros, com o que tem havido um atraso no processo devido ao lento desenvolvimento de sistemas de avaliação por muitos daqueles países. A partir disso, porém, tem ocorrido um melhor entendimento da ecologia aquática graças a essa necessidade de desenvolvimento de métodos de avaliação. É observado, no entanto, o fato das incertezas que persistem nas avaliações. Discutem desde a necessidade de que os esquemas de amostragem venham a ser melhorados, assim como seus métodos de análise. Isso remete para a necessidade de formação de pessoal capacitado, assim como questionam a capacitação das agências de proteção ambiental com relação ao entendimento da necessidade da base científica. Destacam ainda como positivo o envolvimento de grupos diversos da sociedade nesse processo: cientistas, técnicos, gestores das águas, usuários e políticos. Ressaltam também, que os gestores temem que os resultados da intercalibração venham a alterar significativamente os passos já tomados na implementação da Diretiva com base nos primeiros planos de bacia, especificamente quanto a quais corpos de água podem ser identificados como necessários de ser restaurados.

Alguns desafios para adoção de tal abordagem no Brasil

A adoção, no Brasil, de uma base diferenciada para a gestão das águas centrada na compreensão e avalia-

ção ecológica dos ecossistemas aquáticos, conforme o que vem sendo exposto neste texto, certamente exige uma mudança bastante profunda. Mesmo com as bases atuais, diversos mecanismos previstos para integrar o sistema de gestão dos recursos hídricos estão ainda por ser praticados. Se por um lado isso mostra um estado inicial de desenvolvimento, com suas dificuldades inerentes, por outro possibilita a discussão e o ajuste de condutas, dado não haver ainda práticas totalmente arraigadas.

Certo é que modelos não devem ser importados, desconsiderando a realidade local. No entanto a experiência européia apresenta traços que podem ser avaliados criticamente frente à realidade brasileira e podem representar avanço se devidamente considerados.

Devido a sua dimensão continental e à grande variação geomorfológica e climática, o Brasil abriga sete biomas e 49 ecorregiões (delimitadas usando critérios abióticos e bióticos - fitogeográficos e zoogeográficos associados a grupos de mamíferos, aves, répteis e anfíbios), conforme classificação do Ministério do Meio Ambiente / IBAMA, e incalculáveis ecossistemas. A diversidade de sua fauna e flora é imensa, representando um grau de dificuldade bastante grande para a avaliação ecológica se utilizados métodos de análise de países de regiões temperadas onde a estrutura das comunidades e ecossistemas pode ser menos extensa. A rede hidrométrica nacional em algumas regiões e bacias pode limitar quantificações mais precisas e confiáveis, às vezes estando aquém da densidade recomendada pela Organização Mundial de Meteorologia. Some-se a isso a grande lacuna em informações ecológicas básicas o que requereria um imenso investimento em pesquisa. Os rios tropicais apresentam uma dinâmica que difere daqueles cursos d'água que deram origem a muitas teorias e modelos ecológicos de sistemas fluviais. O Conceito de Pulsos de Cheias (Junk et al, 1989), por exemplo, é um modelo que melhor explica as dinâmicas ocorrentes em grandes rios tropicais. Nestes casos, também exemplificando, o Conceito de Rio Contínuo (Vannote, 1980), que em muito fundamenta a literatura referente à ecologia de rios, falha em alguns de seus pressupostos frente a particularidades dos rios tropicais (Statzner e Higler, 1985) e rios de grande porte (Sedell et al, 1989). Similarmente, para outras tipologias de cursos d'água brasileiras há necessidade de uma melhor compreensão de seus processos para que seja possível o avanço no sentido de sua efetiva

preservação ou recuperação dentro de um processo de gestão das águas.

Em que pese a situação acima mencionada, adicionalmente, e talvez de maior desafio, seja a mudança cultural necessária ao meio técnico e, ainda mais, ao nível político. Tal distância entre a compreensão nos diferentes meios de atuação da sociedade não é exclusividade brasileira, mas traduz o grau de desenvolvimento sócio-político-cultural vigente. Em países mais avançados sócio-economicamente é perceptível a maior sensibilidade no meio político às contribuições apresentadas pela comunidade científica.

CONCLUSÃO

Nos itens anteriores foram discutidos alguns aspectos das bases regulatórias brasileira e europeia no campo da gestão das águas, mais especificamente quanto ao que baliza a conservação ou recuperação da qualidade dos corpos hídricos. Buscou-se ressaltar a ênfase que é dada em tais diretrizes, no caso brasileiro colocando os usos da água como condicionadores da classificação e metas a serem definidas para os corpos de água, enquanto no caso europeu a condição ecológica identificada é confrontada com uma condição de referência (desejável) e, com isso, definidas as metas de melhoria e determinadas as condições de uso das águas que não comprometam tais metas. Este último caso trata-se de um processo em construção e sujeito a dificuldades diversas, mas que já apresenta ganhos significativos conforme registram muitos cientistas e praticantes. No Brasil, por sua vez, ainda se busca implementar um sistema de gestão das águas que, mesmo sem o foco ecológico da Diretiva europeia, ainda esbarra em diversos problemas. Também em consolidação no Brasil, encontram-se a política e a gestão ambientais. Na medida em que haja uma efeti-

va integração com a política e gestão das águas, como é previsto nas diretrizes da Lei 9433/97, possibilitaria uma mudança de postura e procedimentos para um enfoque ecocêntrico, assim condicionando os usos da água. Por situar-se ainda em evolução, visualizamos o seu potencial para ser repensado e aprimorado. Se há entraves de diversas ordens, o aspecto cultural nos parece ser o mais complexo, porém o mais necessário de ser trabalhado. A pouca sensibilidade ou mesmo a relutância para questões ambientais primárias nas esferas do poder (ou da gestão) e em setores da sociedade e da economia, muito em função da visão utilitarista e imediatista do capital (por investidores e gestores), antecipa as inegáveis dificuldades que se pode prever num processo de mudança de paradigma no trato da gestão das águas.

No entanto cabe alertar que a necessidade de tal mudança é justificada pela pertinência estratégica e pela potencial eficácia das ações de gestão quanto aos aspectos da conservação da qualidade daqueles ambientes. Por sua vez, cabe àqueles que a propõe o aprofundamento da discussão a respeito da necessidade da centralidade ecológica como base para a gestão do uso das águas. Também, a identificação dos mecanismos necessários e das oportunidades que tal mudança pode trazer à sociedade deve estar presente nessa agenda. As questões ambientais e a centralidade ecológica como critério primário não devem ser vistas como entrave ao desenvolvimento, este concebido como evolução positiva, mas podem representar, sim, restrições a relações predatórias com o meio ambiente.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos ao CNPQ pelo apoio ao pesquisador via bolsa de pós-doutorado no exterior.

Referências

- ACREMAN, M.C.; FERGUSON, A.J.D. 2010. Environmental flows and the European Water Framework Directive. *Freshwater Biology*, vol. 55, p.32–48.
- ALVES, M.H.; BERNARDO, J.M.; FIGUEIREDO, H.D.; MARTINS, J. P.; PÁDUA, J.; PINTO, P.; RAFAEL, M. T. 2002. Directiva-Quadro da Água: Tipologias de rios segundo o Sistema A e o Sistema B em Portugal. *Actas del III Congreso Ibérico sobre Gestión y Planificación del Agua. La Directiva-Marco da Água: realidades y futuros*. Fundación Nueva Cultura del Agua. Sevilla, 13 a 17 de Novembro de 2002, p.347-354.
- ALVES, M.H.; BERNARDO, J.M.; CORTES, R.V.; FEIO, M.J.; FERREIRA, J.; FERREIRA, M.T.; FIGUEIREDO, H.; FORMIGO, N.; ILHÉU, M.; MORAIS, M.; PÁDUA, J.; PINTO, P.; RAFAEL, T. 2006. Tipologia de rios em Portugal Continental no âmbito da Directiva Quadro da Água. *Actas do 8º Congresso da Água*. 13 a 17 de Março de 2006, Figueira da Foz, Portugal, APRH.
- BRASIL. 2010a. CONSTITUIÇÃO DA REPÚBLICA FEDERATIVA DO BRASIL DE 1988. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constitui%C3%A7ao.htm. Acesso em 05/07/ 2010.

- _____. 2010b. LEI Nº 9.433, DE 8 DE JANEIRO DE 1997. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em: 05 jul. 2010.
- _____. 2010c. RESOLUÇÃO nº 357, DE 17/03/2005. Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). Disp. em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em 05 jul. 2010.
- CAIRNS, J. Jr. 1996. Determining the Balance Between Technological and Ecosystem Services. In: Schulze, Peter (ed.). Engineering Within Ecological Constraints. National Academy of Engineering. 1996. Disponível em: <http://www.nap.edu/catalog/4919.html>.
- CALOW, P., 1992. Can ecosystems be healthy? Critical considerations of concepts. Journal of Ecosystem Health, 1:1-5.
- COSTANZA, R. 1989. What is ecological economics? Ecological Economics, vol. 1, p. 1-7.
- COSTANZA, R. 1996. Designing Sustainable Ecological Economic Systems. In: Schulze, Peter (ed.). Engineering Within Ecological Constraints. National Academy of Engineering. 1996. Disponível em: <http://www.nap.edu/catalog/4919.html>.
- JOCE. 2000. DIRECTIVA 2000/60/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, de 23 de Outubro de 2000, que estabelece um quadro de acção comunitária no domínio da política da água. Portugal. L327/1-72. 22/12/2000. (Disponível em: <http://dqa.inag.pt>)
- _____. 2006. DIRECTIVA 2006/118/CE DO PARLAMENTO EUROPEU E DO CONSELHO, de 12 de Dezembro de 2006, relativa à protecção das águas subterrâneas contra a poluição e a deterioração. Jornal Oficial das Comunidades Europeias. Portugal. L372/19. 27/12/2006. (Disponível em: <http://dqa.inag.pt>)
- FALKENMARK, M.; WIDSTRAND, C. 1992. Population and water resources: a delicate balance. Popul. Bull. 1992/Nov; vol. 47(3), p.1-36. Disponível em: <http://www.ncbi.nlm.nih.gov/pubmed/12344701>. Acesso em: 21/06/2010.
- FALKENMARK, M. 2008. Water and Sustainability: A Reappraisal. Environment – Science and policy for a sustainable development. March/April 2008. Disponível em: <http://www.environmentmagazine.org/Archives/Back%20Issues/March-April%202008/Falkenmark-full.html>. Acesso em: 29/07/2010.
- HARPER, David; ZALEWSKI, Maciej; PACINI, Nic. (Eds.) 2008. Ecohydrology : processes, models and case studies : an approach to the sustainable management of water resources. CAB International.
- HELLAWELL, J.M. 1996. The contribution of biological and chemical techniques to the assessment of water quality. Em P.J. Boon & D.L. Howell (eds.) Freshwater quality: defining the indefinable? , pp.89-101. Scottish Natural Heritage. The Stationery Office, Edinburgh.
- HERING, D.; BORJA, A.; CARSTENSEN, J.; CARVALHO, L.; ELLIOT, M.; FELD, C.K.; HEISKANEN, A-S.; JOHNSON, R.K.; MOE, J; PONT, D.; SOLHEIM, A.L.; van de BUND, W. 2010. The European Water Framework Directive at the age of 10: A critical review of the achievements with recommendations for the future. Sci Total Environ (2010), doi:10.1016/j.scitotenv.2010.05.031.
- HESPAHOL, Ivanildo. 2008. *Um novo paradigma para a gestão de recursos hídricos*. Estudos Avançados, vol. 22 (63), p.131-58. IEA/USP.
- INAG. 2010. Ministério do Ambiente e do Ordenamento do Território. Directiva Quadro da Água. Em: <http://dqa.inag.pt/index.html>. Acesso em 10/06/2010.
- JACKSON, R.B.; CARPENTER, S.R.; DAHM, C.N.; MCKNIGHT, D.M.; NAIMAN, R.J.; POSTEL, S.L.; RUNNING, S.W. 2001. Water in a changing world. Ecological Applications, vol. 11, p.1027–1045.
- JUNK, W.J.; BAYLEY, P.B.; SPARKS, R.E. 1989. The flood-pulse concept in river-floodplain systems. Em D.P. Dodge (ed.) Proceedings of the International Large Rivers Symposium, p.110-127. Canadian Fisheries and Aquatic Sciences - Special Publication, 106.
- KARR, J.R.; DUDLEY, D.R. 1981. Ecological perspectives on water quality goals. Environmental Management, 5:55-68.
- KARR, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resources management. Ecological Applications, 1:66-84.
- NASCIMENTO, I.A. 2002. Técnicas de coleta, preservação e preparo de amostras líquidas e de sedimentos para testes de toxicidade. In: Métodos em Ecotoxicidade Marinha: Aplicações no Brasil. Cap. II. São Paulo. Editora Artes Gráficas e Indústria Ltda. 262 p.
- NASCIMENTO, I.A.; PEREIRA, S.A.; LEITE, M.B.N.L. 2006. Biomarcadores como instrumentos preventivos de poluição. In Ecotoxicologia Aquática, Princípios e Aplicações. Cap. 17, p.421-432. Editora RIMA, São Carlos, SP.
- NEWSON, M.D.; LARGE, A.R.G. 2006. 'Natural' rivers, 'hydromorphological quality' and river restoration: a challenging new agenda for applied fluvial geomorphology. Earth Surface Processes and Landforms, vol. 31, p.1606–1624.
- NIJBOER, R. C.; JOHNSON, R. K.; VERDONSCHOT, P. F. M.; SOMMERHAUSER, M.; BUFFAGNI, A. 2004. Establishing reference conditions for European streams. Hydrobiologia, vol. 516, p. 91–105.
- NORRIS, R.H.; THOMS, M.C. 1999. River Health. Freshwater Biology, 41, p.194-479. Oxford.
- O'KEEFFE, J.; LENS, P.; van STEVENINCK, E. de R.; DOUVEN, W.; van DAM, A.; van der STEEN, P. 2007. In: The environmental integrity of freshwater resources. Water for a changing world – Developing local knowledge and capacity. Alaerts & Dickinson (eds). Taylor & Francis Group. London.
- OLIVEIRA, C. C.; MARQUES, D da M. 2008. Proteção e Qualidade dos Recursos Hídricos Brasileiros: Contribuições da Diretiva Europeia Para a Água. Revista de gestão da Água da América Latina – REGA, Vol.5, n.1. ABRH.
- PIO, S.; HENRIQUES, A.G. 2000. O Estado Ecológico Como Critério Para a Gestão Sustentável das Águas de Superfície. Congresso da Água. Portugal, 2000. APRH.
- PIO, S.; WEST, C.A.; HENRIQUES, A.G. 2000. Protecção das Águas de Superfície Contra a Poluição por Substâncias Perigosas no Âmbito da Directiva-Quadro da Água. Congresso da Água. Portugal, 2000. APRH.

POLLARD, P.; HUXHAM, M. 1998. The European Water Framework Directiv: a new era in the management of aquatic ecosystem health? Aquatic Conserv: Mar. Freshw. Ecosyst. vol.8, p.773–792.

POSTEL, S.L. 1996. Dividing the Waters: Food Security, Ecosystem Health, and the New Politics Of Scarcity. Worldwatch Institute: Washington, D.C.

SEDELL, J.R.; RICHEY, J.E.; SWANSON, F.J. 1989. The river continuum concept: A basis for the expected ecosystem behavior of very large rivers?, p. 49-55. In: D.P. Dodge (ed.), Proceedings of the International Large River Symposium. Can. Spec. Publ. Fish. Aquat. Sci. 106.

SIMON, T. P. (ed.). 2003. Biological Response Signatures: Indicator Patterns Using Aquatic Communities, Boca Raton, Florida: CRC Press.

STATZNER, B.; HIGLER, B. 1985. Questions and comments on the River Continuum Concept. Canadian Journal of fisheries and aquatic science, v. 42, p.1038-1044.

THOMS, M.C.; SHELDON, F. 2002. An ecosystem approach for determining environmental water allocations in Australian dryland river systems: the role of geomorphology. Geomorphology, v.47, p.153–168.

VANNOTE, R.L., MINSHALL, G.W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, R.; CUSHING, C.E. 1980. The river continuum concept. Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences, vol.37, p.130-137.

VOROSMARTY, C.J.; GREEN, P; SALISBURY, J.; LAMMERS, R.B. 2000. Global Water Resources: Vulnerability from Climate Change and Population Growth. Science, vol. 289, July/2000.

ZALEWSKI, M. ; JANAUER, G. A. ; JOLÁNKAI, G. (Eds.) 1997. Ecohydrology. A New Paradigm for the Sustainable Use of Aquatic Resources. International Hydrological Programme. SC-97/WS/12. UNESCO, Paris.

Lafayette Dantas da Luz Universidade Federal da Bahia, Escola Politécnica,
Departamento de Engenharia Ambiental. Brasil. lluz@ufba.br; lluz.ufba@gmail.com

Maria Teresa Ferreira Instituto Superior de Agronomia, Universidade
Técnica de Lisboa. Portugal. marteres@netvisao.pt; terferreira@isa.utl.pt.

Metodologia de priorização de investimento para melhoria da qualidade das águas: caso da bacia do Rio Itajaí, SC

Pétrick Anderson Soares
Markus Zinkhahn
Beate Frank
Odirlei Fistarol

RESUMO: Neste trabalho é apresentada uma metodologia para a priorização de investimentos com o objetivo de alcançar a melhoria na qualidade das águas superficiais. Sendo desenvolvido e aplicado na bacia do rio Itajaí, no estado de Santa Catarina, Brasil, o método é baseado em cenários de simulação e considera a espacialização dos investimentos prioritários e os benefícios gerados em termos de qualidade das águas. A partir dos resultados apresentados, de previsão de investimentos e benefícios gerados por estes, é caracterizada a relação de otimização do uso dos recursos financeiros perante os resultados na qualidade da água. Os resultados obtidos revelam a potencialidade da metodologia, utilizada para desenvolver uma política de investimentos em esgotamento sanitário no âmbito da bacia.

PALAVRAS-CHAVE: Priorização de investimentos em saneamento, modelos de qualidade de água, esgotamento sanitário.

ABSTRACT: This paper presents a methodology for prioritization of investments in order to achieve better quality of surface waters. Being developed and applied in the basin of the river Itajaí, state of Santa Catarina, Brazil, the method is based on simulation of scenarios and it considers the spatial distribution of investment priorities and the benefits generated in terms of water quality. From these results, the estimative of investments and benefits generated by them, the relationship between optimal use of financial resources and the results on water quality can be characterized. The results show the potentiality of this methodology which was used to develop a policy for investment in sanitation as part of the basin.

KEY WORDS: Prioritizing investments in sanitation, models of water quality, wastewater disposal.

INTRODUÇÃO

Assegurar a necessária disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados aos respectivos usos, é um dos objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos (BRASIL, 1997). Entre os desafios enfrentados no cumprimento desse objetivo destaca-se o de suprir a falta de tratamento dos esgotos na maioria dos municípios, pois este é muitas vezes o principal responsável pela qualidade insatisfatória das águas. Como instrumento para gerenciar a qualidade da água, a Lei 9.433/97 definiu o enquadramento dos corpos de água, que expressa as metas de qualidade a serem atingidas, e é proposto, em cada bacia hidrográfica, pelo respectivo comitê.

A Lei 11.445/2007 (BRASIL, 2007), que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico,

regulamenta a coleta e o tratamento dos esgotos como parte dos serviços de saneamento básico, cuja titularidade é dos municípios. O objetivo da política de saneamento é atingir a universalidade, ou seja, atender toda a população com os serviços de saneamento básico. Esta lei também estabelece que o plano municipal que define as ações de saneamento deve se pautar pelo enquadramento dos corpos d'água acima mencionado.

Os objetivos das duas políticas – recursos hídricos e saneamento – são compatíveis entre si: qualidade de água compatível para todos os usos e universalidade no tratamento de esgotos. Enquanto a meta de melhoria da qualidade de água é definida pelo comitê de bacia, o cumprimento dessa meta cabe aos setores usuários de água, sobretudo ao setor de saneamento. À medida que o município busca a universalidade do

saneamento, ele colabora no cumprimento da meta de qualidade. Esta é, em princípio, a articulação entre as duas políticas. A dificuldade reside na oferta de recursos financeiros, que em geral não é suficiente para que a universalidade do saneamento e as metas de qualidade da água sejam atingidas em curto prazo. É por isso que a priorização de investimentos, visando à melhoria da qualidade que se deseja para os corpos hídricos, expressos pelo enquadramento, é uma questão importante para a gestão de recursos hídricos.

O enquadramento, mesmo sendo importante ferramenta de gestão, ainda é pouco aplicado no Brasil, tanto é que somente alguns estados apresentam rios de seu domínio enquadrados (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2009). As metodologias empregadas no enquadramento dos corpos de águas superficiais envolvem a participação pública (Haase; Silva, 1998; Camargos, 2005; Christofidis, 2006), análise da qualidade observada nos corpos de água (Leite et al., 1998), a geração de cenários através de simulações matemáticas (Oppa, 2007) e cenários produzidos em modelos associados com os resultados de consultas públicas (Jungblut et al., 2008). Algumas metodologias são apresentadas na literatura científica, não tendo ainda sido transferidas para a aplicação pelos gestores de bacias hidrográficas.

Na geração de cenários são utilizados modelos matemáticos de simulação da qualidade das águas (Carvalho; Kaviski, 2009). Diferentes estratégias ou alternativas de intervenção são consideradas. Tais alternativas consistem de investimentos que devem ser ou não realizados, perante análises técnicas, econômicas e políticas sobre a bacia investigada. Silva e Ribeiro (2006), discutindo o sistema de cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama, determinaram, através de simulações, os custos necessários para modificar a qualidade atual do rio, para que esta entre em conformidade com a qualidade exigida em seu enquadramento. Schwartzman et al. (2002) quantificaram os investimentos necessários para atingir a qualidade requerida no enquadramento, e com isso estimaram a necessidade de eficiência mínima no tratamento de esgotos de 85% para $\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$ e 90% para coliformes termotolerantes. Utilizando o modelo QUAL2K para simular o oxigênio dissolvido, Sardinha et al. (2008) identificaram a necessidade de tratamento dos esgotos sanitários da cidade do Leme com, no mínimo, 76% de eficiência na remoção de $\text{DBO}_{5,20^\circ\text{C}}$, com

o objetivo de que as águas dos corpos receptores permanecessem com a qualidade mínima indicada pelo seu enquadramento.

Jungblut et al. (2008) descrevem que o Comitê da Bacia do Rio Caí - RS analisou a relação entre os níveis de tratamento necessários e a qualidade de água resultante, permitindo definir as ações prioritárias para a mitigação das cargas orgânicas. Foram formuladas alternativas para o esgotamento sanitário na bacia, em que os percentuais de atendimento e de eficiência na remoção de cargas eram diferenciados segundo o cenário proposto.

A priorização de investimentos no setor de saneamento tem privilegiado critérios empíricos e demandas políticas, nem sempre legítimas, em detrimento da utilização de critérios socialmente relevantes para o estabelecimento de prioridades (Teixeira; Heller, 2001). Segundo Yony Sampaio et al. (2008), a natureza multidisciplinar da gestão de recursos hídricos requer a integração de aspectos técnicos, econômicos, ambientais, sociais e legais em uma mesma plataforma e ação. No processo de gestão de bacias, os recursos financeiros devem ser utilizados da melhor forma possível. Eles devem atender a critérios previamente especificados, de modo a se obter o máximo de benefícios, representados por uma remoção eficaz das cargas poluentes e obtenção da qualidade das águas nos horizontes de planejamento estabelecidos pelos planos de bacias (Carvalho; Kaviski, 2009). Contudo, observa-se a existência de dificuldade no processo de tomada de decisão no que tange o gerenciamento financeiro dos planos de bacias.

Dentro desse contexto, este trabalho visa propor uma metodologia baseada em cenários de simulação, capaz de otimizar a relação entre a melhoria na qualidade de água e a aplicação de recursos financeiros, com enfoque ao desenvolvimento de políticas públicas voltadas à solução do problema do esgotamento sanitário no âmbito da bacia. A metodologia considera a espacialização dos investimentos prioritários e os benefícios gerados em termos de qualidade das águas no conjunto da bacia hidrográfica do rio Itajaí¹.

¹ Esse trabalho foi desenvolvido em associação à elaboração do Plano de Recursos Hídricos da Bacia do Itajaí, no âmbito do Projeto Piava, que integra o Programa Petrobras Ambiental, e cujo objetivo é consolidar uma política de proteção da água na bacia do Itajaí.

METODOLOGIA

O estudo foi desenvolvido na bacia hidrográfica do rio Itajaí, figura 1. Esta é a maior bacia da vertente atlântica do estado de Santa Catarina, possui uma área de drenagem de 15.000 km², compreende 49 municípios, dos quais 47 têm sua sede dentro da bacia. A população total é de cerca de 1,1 milhões de habitantes.

Modelo utilizado

Foi utilizado o modelo de qualidade de água QUAL-UFMG (VON SPERLING, 2007), que

foi alimentado com as seguintes informações de entrada:

1) dados do cadastro de usuários de água, da Secretaria de Estado do Desenvolvimento Sustentável de Santa Catarina (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE ÁGUA DO VALE DO ITAJAÍ, 2010), considerando os usos irrigação, indústria, abastecimento urbano, dessedentação animal, aquicultura e outros usos (que não se enquadram em nenhuma classificação anterior). A Tabela 1 apresenta a distribuição de usos por sub-bacias consideradas.

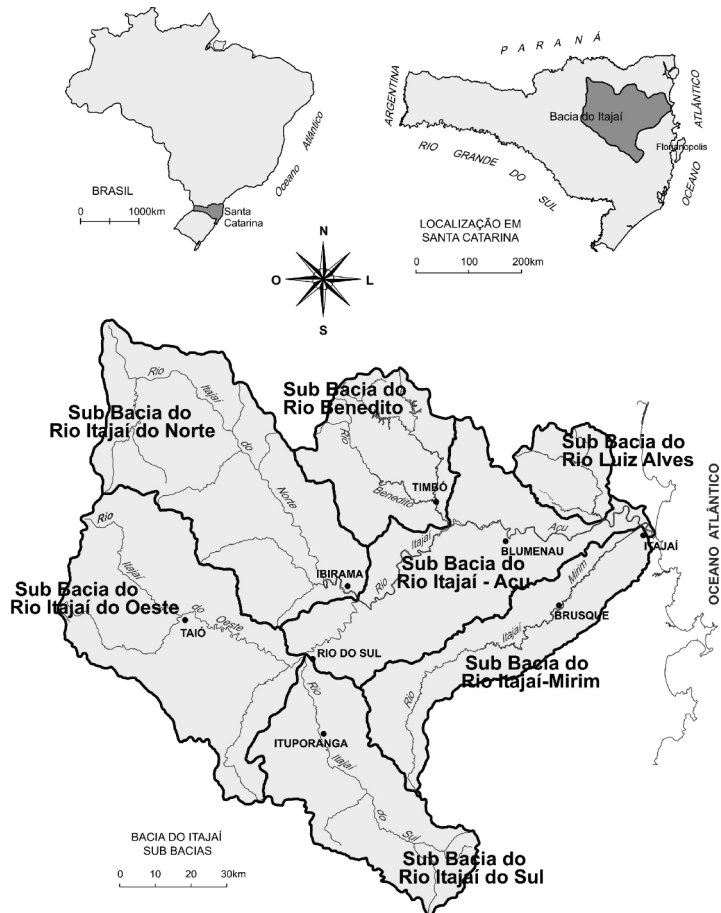


FIGURA 1: Bacia do rio Itajaí.

TABELA 1

Usuários cadastrados e incluídos na simulação. Fonte: Fundação Agência de Água do Vale do Itajaí (2010)

USOS/SUB-BACIA	Benedito	Luiz Alves	Itajaí do Sul	Itajaí do Oeste	Itajaí Açú	Itajaí do Norte	Itajaí Mirim
Abastecimento humano	6	2	7	9	10	11	20
Aquicultura	76	16	115	214	74	5	30
Indústria	18	1	5	41	99	11	101
Dessedentação animal	4	11	74	241	44	18	17
Irrigação	449	37	57	1.789	588	34	110
Outros usos	2	5	45	83	43	4	32
TOTAL	555	72	303	2.377	858	83	310

2) Como o cadastro de usuários não contém ainda as características físico-químicas dos efluentes, foram utilizadas diversas publicações com estimativas de cargas para os tipos de uso da água (MATOS, 2002; Arceivala, 1981; Von Sperling, 2005; Metcalf; Eddy, 2003; Gonçalves, 2003; Bastos et al., 2003).

3) Para alimentar o modelo com as vazões de referência, foi utilizado o estudo regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina (SANTA CATARINA, 2006). A calibração foi feita com a vazão média de longo termo (Q_{mlt}), pois esta é, estatisticamente, a vazão representativa dos escoamentos nos corpos de água. Na construção dos cenários foi utilizada a vazão $Q_{95\%}$. Este valor foi escolhido pelos proponentes do Plano de Bacia como de referência para os estudos de diluição e cargas. Os dados referentes à qualidade das águas foram provenientes de estudos realizados por diversos autores, condensados no Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE ÁGUA DO VALE DO ITAJAÍ, 2010), como também foram selecionados dados dos monitoramentos das empresas responsáveis pelo saneamento e pela pesquisa agropecuária.

O processo de simulação foi desenvolvido para os constituintes: $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e coliformes termotolerantes. A escolha pelo parâmetro $DBO_{5,20^{\circ}C}$ justifica-se por ser representativo da poluição orgânica biodegradável e principal constituinte dos esgotos sanitários (Von Sperling, 2005). Quanto aos coliformes termotolerantes, sua escolha origina-se da representatividade no contexto “esgoto sanitário”, podendo servir como indicador de contaminação fecal.

A calibração foi efetuada por sub-bacias e englobou os coeficientes de desoxigenação (k_1), de decaimento de coliformes (k_b) e de decomposição (k_d), pois estes se mostraram mais sensíveis para os constituintes simulados. Nesse processo, a ferramenta SOLVER do Excel foi utilizada a fim de analisar e quantificar o coeficiente de determinação (CD), expresso pela equação 1.

$$CD = 1 - \frac{\sum(Y_{obs} - Y_{est})^2}{\sum(Y_{obs} - Y_{obsméd})^2} \quad (1)$$

Onde:

Y_{obs} : valor observado;

Y_{est} : valor estimado e

$Y_{obsméd}$: média dos valores observados.

O CD pode adquirir valores que variam desde - infinito até +1, contudo o valor desejado para se obter é de +1, ou seja, quanto mais perto de +1 o CD estiver, melhor o procedimento de calibração (Von Sperling, 2007).

Definição dos Cenários

Cenário atual

Um cenário foi construído com a finalidade de evidenciar a realidade atual na bacia, caracterizada pelo reduzido percentual de tratamento de esgoto sanitário. Os efluentes industriais, contudo, sofrem uma redução média de 80% na concentração de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ antes de serem lançados aos rios, atendendo a Lei Estadual 14.675/2009 (SANTA CATARINA,

2009). O desenvolvimento desse cenário consiste em produzir um cenário “branco”, ou seja, produzir dados que posteriormente serão comparados com os resultados dos cenários propostos.

Cenários propostos

Partindo do pressuposto de que cada município é, basicamente, composto de dois tipos de assentamento, um rural e um urbano, aqui denominadas “regiões habitacionais”, os cenários foram idealizados tomando cada município da bacia composto por duas regiões habitacionais separadas, resultando em duas formas de contribuições por esgoto. Considerando que a bacia do rio Itajaí abriga 49 municípios, o total de regiões habitacionais é de 96, pois os municípios de Itaiópolis e Papanduva possuem suas áreas urbanas localizadas em outra bacia hidrográfica.

O pressuposto da cenarização se justifica, pois para cada tipo de assentamento (rural ou urbano), diferentes medidas para a promoção de tratamento do esgoto devem ser adotadas. Em uma região urbanizada o esgoto sanitário é transportado para sistemas coletivos de tratamento, enquanto que nas áreas rurais o esgoto normalmente é tratado em sistemas individuais, de acordo com a NBR 7229/93 e a NBR 13969/97. Neste caso, em geral, adota-se sistema tanque séptico e filtro anaeróbio.

Para o tratamento de esgoto em áreas rurais, a eficiência simulada para a remoção de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e de coliformes termotolerantes foi, respectivamente de 30 a 60% (adotado 45%) e 99% para sistemas individuais, seguidos de um processo de desinfecção. Para o tratamento de esgoto em áreas urbanas, a eficiência simulada para remoção de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e de coliformes termotolerantes foi respectivamente de 70 a 90% (adotado 80%) e 99% para estações de tratamento de esgoto (por exemplo com lodos ativados), seguidos de um processo de desinfecção (Von Sperling; Chernicharo, 2002; Von Sperling, 2005; Gonçalves, 2003).

Sendo assim, 96 cenários foram desenvolvidos a partir das simulações da qualidade de água dos rios. Para cada região habitacional existe um cenário considerando o tratamento de 100% do volume de esgoto, e um cenário em que nenhum tratamento é realizado (cenário “branco”).

Benefícios

Os benefícios gerados pela implantação de cada conjunto de medidas de despoluição devem levar em

conta a importância do uso dos recursos (Carvalho; Kaviski, 2009). Contudo, grande dificuldade reside em quantificar a importância que os usos destes recursos acarretam. Ou seja, no processo de gestão de recursos hídricos, a relação entre os benefícios gerados com medidas de despoluição devem estar em consonância com os custos envolvidos no processo, de maneira a aperfeiçoar o papel do gestor e gerar melhoria na qualidade na água da bacia.

Como resultado das simulações realizadas, considerando os cenários de esgotamento com e sem tratamento para cada região habitacional, foram obtidas duas curvas de concentração, que representam a evolução da concentração de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ ou de coliformes termotolerantes para os dois cenários. A distância entre as duas curvas em cada ponto do rio representa a melhoria da qualidade de água alcançada naquele ponto, para cada parâmetro, devido ao tratamento de esgoto. A curva obtida com a simulação do cenário branco é a curva de referência para todas as outras simulações, ou seja, o comportamento que foi considerado ser hoje o existente na bacia.

Em seguida, para cada região habitacional, foi calculada a soma das diferenças de concentração - a cada quilômetro de rio - obtidas pelo tratamento do esgoto, quantificando a melhoria na qualidade das águas em todos os rios afetados pelo lançamento do esgoto, obtida quando for realizado o tratamento do esgoto na respectiva região habitacional. São obtidas, assim, as melhorias de qualidade Σ_{Δ} (soma das diferenças para cada trecho de rio, desde a região habitacional até a foz) para as 96 regiões habitacionais identificadas. Uma consideração especial foi feita nos trechos dos rios em que existem captações de água para consumo humano, pois é um dos princípios da política nacional de recursos hídricos que, em situação de escassez, o uso para abastecimento humano é prioritário a outros usos (BRASIL, 1997). Sendo assim, foi dado peso “2” para estes trechos, enquanto os trechos em que não existe captação ficaram com peso “1”.

Custos

A fim de estabelecer a priorização dos investimentos, busca-se construir a relação entre os benefícios produzidos pela implantação de tratamento de esgoto e os custos associados. A equação 2 estabelece a relação “benefício/custo”.

$$B/C = \frac{\Sigma_{\Delta} r}{(hab_r * \text{Custo específico}_r)} \quad (2)$$

Onde:

B/C = relação “benefício/custo” para cada região habitacional, calculada em termos de melhoria da qualidade de água (unidades de qualidade de água) por valor (R\$) investido;

$\Sigma_{\Delta r}$ = soma das diferenças de concentração, mg/L ou NMP/100mL;

hab_r = número de habitantes residentes em cada região habitacional;

Custo específico_r = custo de implantação de tratamento de esgoto para cada habitante da região habitacional, em R\$.

A importância de um custo específico por habitante é derivada da consideração de que existe diferença na concepção da coleta e do tratamento de esgoto para cada forma de assentamento. Ou seja, o processo de implantação de redes de esgoto e tratamento ocorre de forma diferenciada em áreas urbanas e rurais. Foram utilizados os valores de R\$ 246,98, como custo per capita para implantação de tratamento de esgoto em área rural e, R\$ 1028,57 para implantar o tratamento em área urbana, conforme estudo preliminar (PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO ITAJAÍ, 2010). A diferença entre os valores é consequência da própria concepção do tratamento, ou seja, para áreas rurais não existem custos para coletar e conduzir os esgotos até uma estação, já para áreas urbanas eles existem e correspondem à significativa parte do custo total (Tsutiya; Alem Sobrinho, 1999).

Indicador

Utilizando a equação 2, foi obtido um valor para a relação benefício/custo, tanto no que tange à melhoria da $DBO_{5, 20^{\circ}C}$ como também para a melhoria ocorrida em termos de coliformes termotolerantes. Contudo, considerando a necessidade de se obter um indicador único e a importância de cada um dos parâmetros simulados, foi realizada a multiplicação das relações “benefício/custo” de cada constituinte, conforme a equação 3.

$$ID_r = (B/C)_{DBO_{5,20^{\circ}C}} * (B/C)_{coliformes} \quad (3)$$

Onde:

$(B/C)_{DBO_{5,20^{\circ}C}}$ = relação benefício/custo de tratar o esgoto da região habitacional r , considerando a $DBO_{5,20^{\circ}C}$;

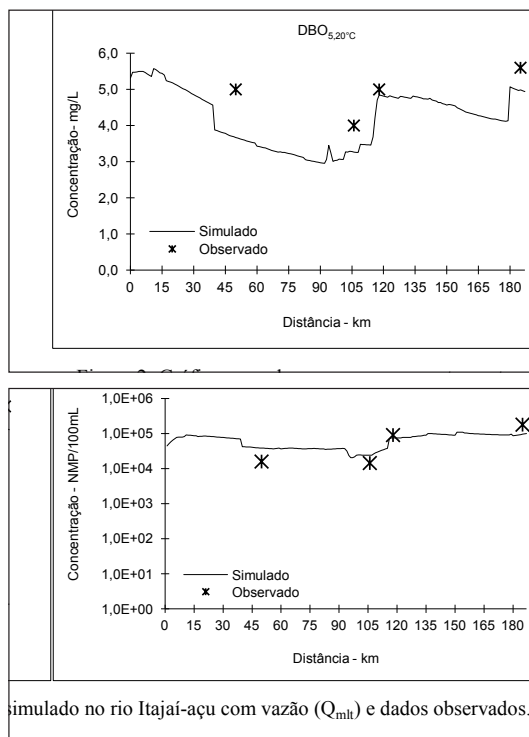
$(B/C)_{coliformes}$ = relação benefício/custo de tratar o esgoto da região habitacional r , considerando coliformes fecais;

ID_r = Indicador global da região habitacional r , adimensional.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Cenário branco

O cenário “branco” consiste na realidade atual da bacia estudada. Neste cenário os efluentes produzidos pela empresas são tratados, com redução da carga orgânica em taxa superior ou igual a 80%. Esta condição foi considerada para todas as empresas constantes no cadastro de usuários de águas da bacia do rio Itajaí. As simulações foram realizadas para a vazão média de longo termo (Q_{mlt}) obtida do estudo de regionalização. Na figura 2 são apresentadas as evoluções das concentrações da $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e coli-



simulado no rio Itajaí-açu com vazão (Q_{mlt}) e dados observados.

FIGURA 2. Gráficos que descrevem o comportamento simulado no rio Itajaí-açu com vazão (Q_{mlt}) e dados observados.

formas termotolerantes observadas e simuladas na sub-bacia do rio Itajaí-açu. A concentração máxima simulada da $DBO_{5,20^{\circ}C}$ no rio Itajaí-açu foi de 5,6 mg/L e na bacia toda, a concentração máxima foi de 21,3 mg/L no rio Itajaí do Norte. Em relação aos coliformes termotolerantes, a concentração máxima simulada foi de $1,8 \times 10^5$ NMP/100 mL na sub-bacia do rio Itajaí-açu.

Pela Resolução CERH 02/2008 todos os cursos d'água do Estado foram enquadrados em classe 2, até que sejam reenquadrados com base em propostas dos comitês de bacia hidrográfica. No âmbito do plano diretor da bacia (PLANO DE RECURSOS HÍDRICOS DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO ITAJAÍ, 2010), o Comitê do Itajaí propôs um re-enquadramento que declara alguns trechos de rios como classe 1 e define os rios em unidades de conservação como classe especial.

Cenários desenvolvidos

Na figura 3 são apresentadas as evoluções das concentrações simuladas para a $DBO_{5,20^{\circ}C}$ e para os coliformes termotolerantes ao longo dos cursos de água principais nas sub-bacias consideradas, nas condições de cenário branco e de cenário com tratamento dos esgotos sanitários para as 96 regiões habitacionais. São apresentadas igualmente as localizações das sedes municipais ao longo dos cursos de águas principais. Observa-se que próximos dos centros urbanos as concentrações aumentam, decaindo para jusante, quando os lançamentos de esgotos sanitários diminuem.

Pela análise da evolução das concentrações dos parâmetros de qualidade das águas considerados, constata-se a importância do esgotamento sanitário para a bacia. Nota-se reduções significativas nas concentrações, tanto de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ quanto de coliformes termotolerantes, principalmente nos rios Itajaí do Norte, Itajaí do Sul e no Itajaí-açu. As maiores diferenças são observadas nas concentrações de coliformes termotolerantes.

Resultados para a relação benefício-custo

Utilizando-se as curvas de concentração produzidas nos cenários branco e com tratamento, obtém-se o valor de somatório $\sum_{\Delta r}$ para cada região habitacional, o qual representa os benefícios do tratamento do esgoto para a qualidade da água na bacia. O somatório representa a influência que cada região populacional exerce sobre a qualidade da água ao longo dos cursos d'água a jusante.

O investimento necessário possui significativa importância no processo de gestão dos recursos. Em áreas rurais onde são adotadas soluções individuais, sem a implantação de sistema de esgotamento sanitário, os investimentos necessários são inferiores aqueles das áreas urbanas. Na figura 4 são apresentadas as evoluções dos custos, dos benefícios e dos indicadores nas regiões habitacionais da bacia. Os indicadores estão colocados em ordem decrescente. Nota-se que os maiores valores do indicador ocorrem para as regiões habitacionais rurais próximos às cabeceiras, ou em pontos mais distantes do exutório da bacia, onde os custos per capita da redução da degradação das águas por esgotos domésticos é mais baixo. Este resultado demonstra que as ações com maior abrangência espacial produzem maiores impactos sobre a totalidade da bacia.

O valor do indicador obtido pela equação 3 considera o produto entre as relações benefícios/custos dos parâmetros de qualidade da água adotados nas simulações. Na tabela 2 são apresentados os cinco maiores e os cinco menores municípios, em termos de população urbana. Observa-se que os municípios com maior população resultaram em indicador baixo. Em geral, os municípios com maior população estão situados mais próximos do exutório da bacia. Devido a esta localização, as contribuições na melhoria da qualidade das águas sobre o conjunto da bacia são mais reduzidas e os custos mais elevados. Em sentido contrário, os municípios com menores populações têm maior área rural e estão mais distantes do exutório, e suas contribuições à qualidade da bacia são mais significativas. Quanto mais longe da foz e próximas das nascentes, a vazão disponível para ocorrer a diluição dos esgotos é menor. Assim, a redução da carga lançada implica em redução significativa nas concentrações do corpo receptor. Além disto, quanto menor for a região habitacional, menor é o custo de investimento. Estes resultados corroboram com o trabalho apresentado por Kondageski et al. (2009) que, utilizando critérios ambientais, sociais e econômicos para a promoção de esgotamento básico, relatam que os municípios com baixa população apresentam, em média, maiores índices de prioridade do que os municípios mais populosos. Contudo, ressalta-se que em ambos os trabalhos, os indicadores não consideraram de forma direta os impactos do saneamento na saúde da população.

Essa tendência é exemplificada ao comparar dois municípios com características distintas na tabela 2:

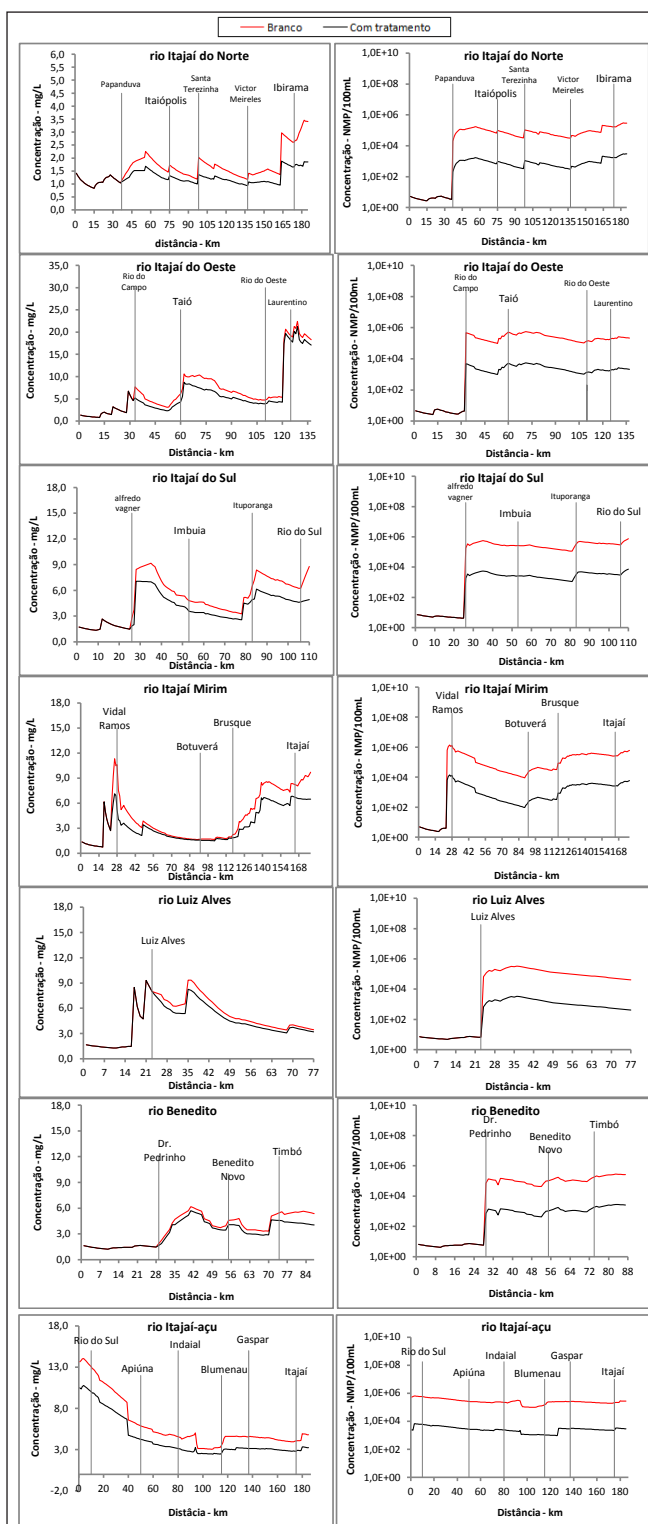


FIGURA 3. Variação espacial de $DBO_{5,20^{\circ}C}$ (esquerda) e de coliformes termotolerantes (direita) na bacia do rio Itajaí.

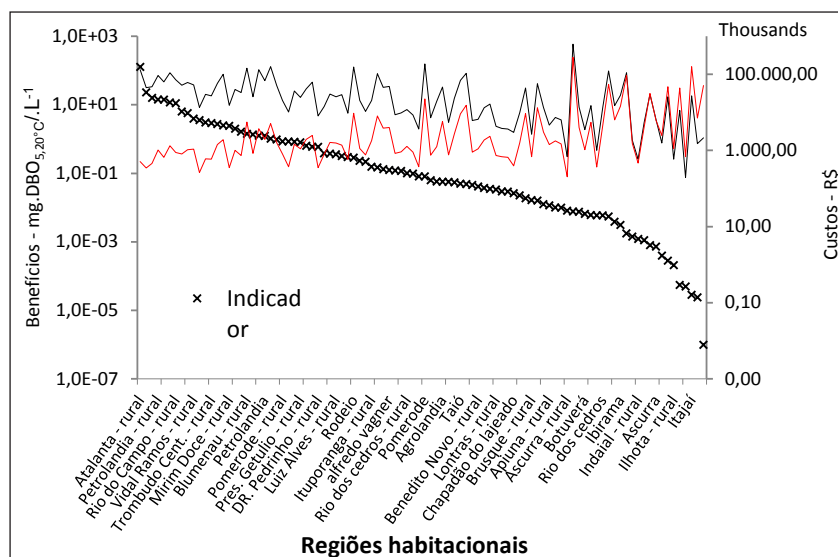


FIGURA 4. Relação entre os custos de investimento e os benefícios gerados (DBO_{5,20°C}) para a bacia do rio Itajaí, resultando o indicador proposto.

TABELA 2

Ordem decrescente da população (P), custos (C), benefícios (B), relação benefício/custo em termos de DBO_{5,20°C} (B/C) e indicador (ID), para os cinco maiores e cinco menores municípios em população urbana

Município	Região Urbana					Região Rural				
	P	C	B	B/C	ID	P	C	B	B/C	ID
Blumenau	1	1	1	72	74	9	21	5	23	19
Itajaí	2	2	42	93	94	23	45	89	87	84
Brusque	3	3	9	83	83	61	78	87	73	67
Rio do Sul	4	4	8	75	80	48	65	77	60	57
Navegantes	5	5	88	96	96	60	77	96	94	93
Mirim Doce	90	54	48	35	38	86	93	53	19	16
Botuverá	92	59	85	77	76	57	73	79	58	53
Presidente Nereu	94	74	73	52	50	82	90	65	28	26
Witmarsum	95	75	35	15	18	63	80	18	4	5
Chapadão do Lajeado	96	88	86	59	64	69	84	68	40	36

áreas urbanas de Blumenau e Witmarsum. Enquanto o primeiro é o mais populoso, apresentando os maiores benefícios, o segundo é pequeno (95º lugar em população na bacia), mas apresenta quantidade de benefícios relativamente alta. O resultado dessas características é um baixo indicador para Blumenau e um alto indicador para Witmarsum, 74º e 18º lugar respectivamente no ranking de prioridades, respectivamente.

Em geral busca-se investir nas grandes cidades, geralmente situadas mais próximas do exutório das bacias. Segundo Teixeira; Heller (2001), a priorização dos investimentos no setor de saneamento tem privilegiado critérios empíricos e demandas políticas. Considerando que os recursos financeiros muitas vezes são escassos, a problemática pode ser agravada por más escolhas dos gestores.

Os investimentos em esgotamento sanitário normalmente são direcionados às populações urbanas. Tem-se a impressão de que a problemática está no esgoto proveniente das cidades, contudo, na tabela 2 é possível visualizar que o processo de investimentos deve ocorrer de forma inversa, priorizando as áreas rurais da bacia. Dos 46 municípios analisados com áreas urbanas e rurais, apenas o município de Rodeio teve indicador maior para sua área urbana em relação à sua área rural. No restante, as áreas rurais apresentaram indicadores superiores quando comparadas com as áreas urbanas de seus municípios. Isto se deve, principalmente, ao fato de que os custos envolvidos para a promoção de esgotamento sanitário é mais baixo em áreas rurais do que em áreas urbanas.

Interessante ressaltar que neste trabalho somente foram quantificados os benefícios através da melhoria na qualidade das águas, contudo, outras variáveis poderiam ser incluídas, como por exemplo, a saúde pública (Neves; Neves, 2003; Teixeira; Heller, 2003; Libânio et al., 2005), a ecologia aquática (Romera; Silva, 2000), os indicadores ambientais (Silva et al., 2008) e outras que englobam diversos critérios (Teixeira; Heller, 2001).

Regiões prioritárias

Os custos estimados para implantação de sistemas de esgotamento sanitário nos municípios localizados na bacia do rio Itajaí são da ordem de um bilhão de reais (FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE ÁGUA DO VALE DO ITAJAÍ, 2010). Eles devem ser distribuídos ao longo do horizonte de planejamento, para alcance

progressivo da qualidade das águas. O horizonte de investimento foi fixado em vinte anos, com aplicação de valores iguais em cada quinquênio. Na figura 5 são apresentadas as distribuições dos investimentos ao longo da bacia nos quatro quinquênios. Nota-se que no primeiro quinquênio os investimentos deverão ser realizados nos municípios situados no trecho superior da bacia. Eles abrangem os pequenos municípios, tanto as regiões habitacionais urbanas quanto as rurais. Para Papanduva e Itaiópolis, localizados no extremo norte da bacia, foram consideradas apenas as regiões habitacionais rurais, porque as áreas urbanas situam-se em outra bacia. No trecho intermediário da bacia, no primeiro quinquênio são efetuados investimentos nas regiões habitacionais rurais dos municípios de Brusque e Botuverá.

No segundo quinquênio iniciam-se os investimentos em esgotamento sanitário de dois grandes municípios: Rio do Sul, situado no trecho superior da bacia, e Blumenau, situado no trecho médio da bacia. O primeiro município é o quarto em termos populacionais, mas é o 80º no valor do indicador, enquanto o segundo município é o primeiro em tamanho da população e o 74º no indicador da região populacional urbana. No quarto quinquênio, os investimentos serão concentrados nos municípios de Gaspar (6ª população), Ilhota (16ª população), Itajaí (2ª população) e Navegantes (5ª população) situados mais próximos do exutório da bacia.

Eficiência da priorização de investimentos proposta

Foi testada a hipótese de que a priorização nos investimentos seja respeitada na íntegra. Quando são comparados os percentuais de melhoria atingida na qualidade de água em termos de concentração da DBO_{5,20°C}, constata-se que nos cinco primeiros anos (25% do investimento total) ocorrerá uma redução da ordem 78% do valor total a reduzir. Para as concentrações de coliformes termotolerantes a redução alcançada é de 81% do total a reduzir. A distribuição das melhorias de qualidade das águas na bacia, com os investimentos realizados em cada quinquênio, são apresentados na figura 6.

Silva et al (2008), estudando priorização de investimentos em saneamento básico, com base em um indicador de salubridade ambiental, constataram que investindo 36,68% do valor total disponível, três das cinco comunidades estudadas alcançam a situação de “Salubridade Aceitável”. Eles demonstraram que

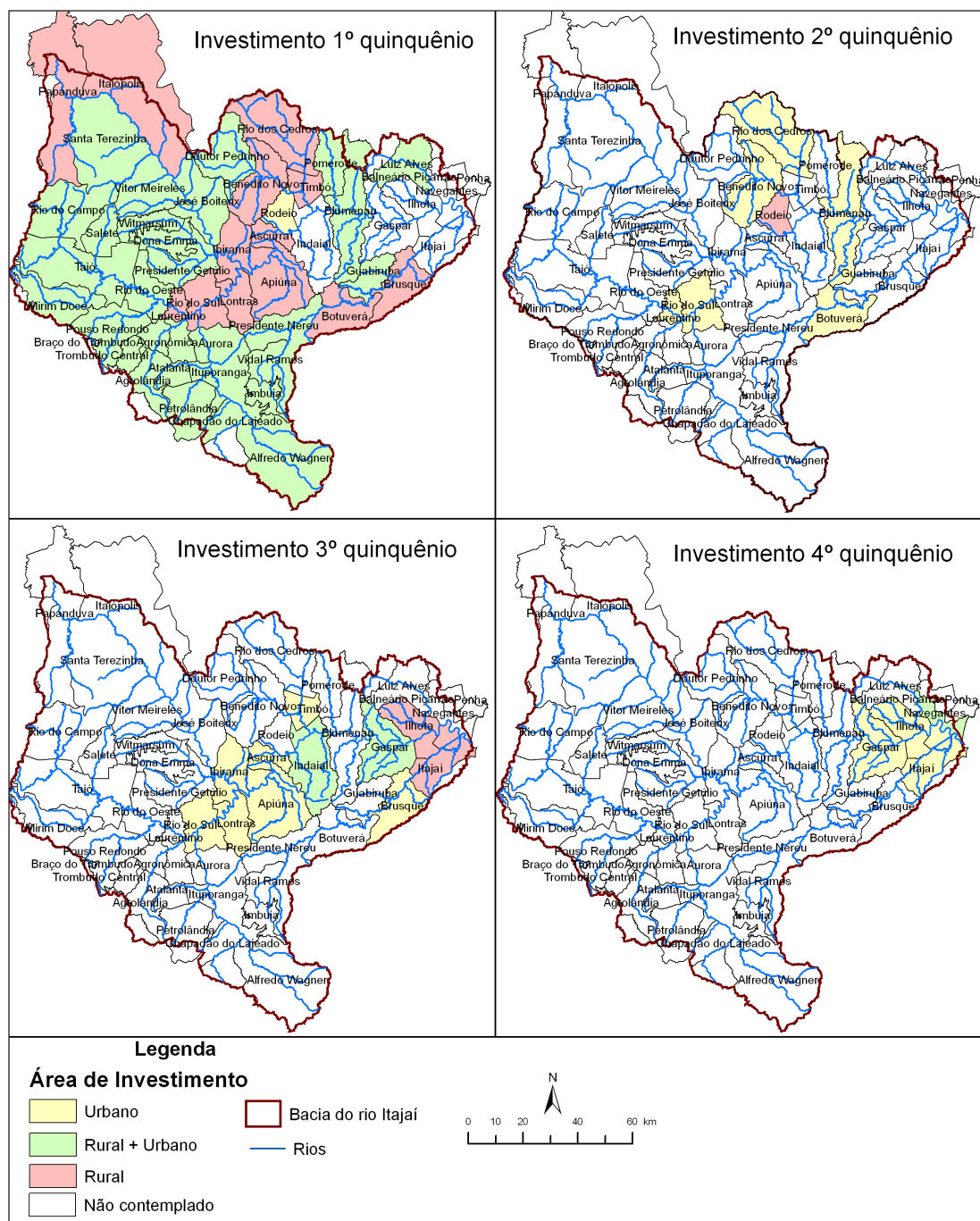


FIGURA 5. Proposta de investimento por quinquênio na bacia do rio Itajaí.

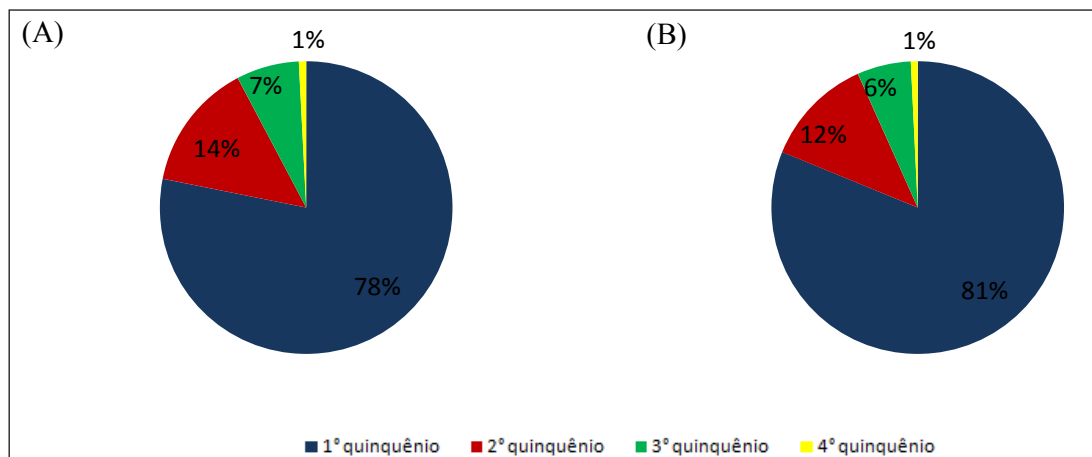


FIGURA 6. Percentual de abatimento da concentração de DBO_{5,20°}(A) e coliformes termotolerantes (B), em relação ao total possível de abatimento em 20 anos.

o modelo de priorização de investimentos proposto é eficiente e interessante para maximização dos benefícios gerados ao conjunto da bacia e da sociedade envolvida.

Vale ressaltar que os investimentos analisados estão relacionados às melhorias da qualidade das águas proporcionadas pelo tratamento dos esgotos sanitários. Mas estes investimentos não são suficientes para atendimento dos padrões de qualidade estabelecidos pelo enquadramento. Além disso, é necessário lembrar que duas importantes fontes de degradação da qualidade das águas, os resíduos orgânicos gerados pelas atividades agropecuárias e a poluição de origem difusa, não foram consideradas (Carpenter et al., 1998).

CONCLUSÕES

Com o objetivo de propor uma metodologia baseada em cenários de simulação, este trabalho, buscando otimizar a relação entre a melhoria na qualidade de água e a aplicação de recursos financeiros, desenvolveu a espacialização de investimentos prioritários em esgotamento sanitário para a bacia do rio Itajaí.

O método proposto pode apontar as áreas prioritárias para receber investimento, de maneira a auxiliar no processo de gestão da melhoria da qualidade das águas. Os resultados obtidos revelam a potencialidade

da metodologia, sendo possível a sua utilização na construção de uma política de investimentos em esgotamento sanitário no âmbito da bacia.

É importante considerar que os valores adotados no levantamento de custos influenciaram os resultados finais, pois a diferença existente entre os custos envolvidos na coleta e no tratamento de esgotos em áreas rurais e urbanas é significativa. Desta maneira, estudos posteriores devem considerar dados mais precisos e específicos quanto ao custeio das obras de saneamento, possibilitando, assim, a obtenção de resultados igualmente satisfatórios.

Por fim, o método aqui concebido estabelece uma política de investimentos e consequente promoção do tratamento de esgoto na bacia do rio Itajaí, pautada na maximização da relação benefício/custo, tendo como principal objetivo a melhoria na qualidade da água em toda bacia.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Câmara Técnica de Planejamento do Comitê do rio Itajaí pela atenção, apoio e sugestões prestadas. Aos engenheiros Cristiano Galvão e Evelyn Zucco pelo apoio técnico fornecido. E ao prof. Dr Adilson Pinheiro pelo acompanhamento e orientação. Todos tiveram contribuição fundamental para o desenvolvimento da pesquisa.

Referências

- AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (BRASIL). 2009. **Implementação do enquadramento em bacias hidrográficas no Brasil; Sistema nacional de informações sobre recursos hídricos – Snirh no Brasil: arquitetura computacional e sistêmica**. Brasília: ANA, 2009.
- ARCEIVALA, S. J. 1981. **Wastewater Treatment and Disposal**. New York: Marcel Dekker Inc, 292p.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1997. **NBR 13969: tanques sépticos – unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos – Projeto, construção e operação**. Rio de Janeiro.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. 1993. **NBR 7229: projeto, construção e operação de sistemas de tanques sépticos**. Rio de Janeiro.
- BASTOS, R. K. X.; BEVILACQUA, P. D.; KELLER, R. 2003. **Organismos patogênicos e efeitos sobre a saúde humana**. In: GONÇALVES, R. F. (coord.). **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, projeto PROSAB/FINEP. p. 27-88.
- BRASIL. 1997. **Lei Federal nº9.433, de 8 de janeiro de 1997 que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos**. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm. Acesso em: 12 jan. 2010.
- BRASIL. 2007. **Lei Federal nº11.445, de 5 de janeiro de 2007 que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/11445.htm. Acesso em: 10 fev. 2010.
- CAMARGOS, L. M. M. (coord.). 2004. **Plano diretor de recursos hídricos da bacia hidrográfica do rio das Velhas: resumo executivo**. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas, 2005.
- CARPENTER, S. R.; CARACO, N. F.; CORRELL, D. L.; HOWARTH, R. W.; SHARPLEY, A. N.; SMITH, V. H. 1998. **Nonpoint pollution of surface waters with phosphorus and nitrogen**. *Ecological Applications*. Vol. 8, n.3, p.559-568. Ecological Society of America.
- CARVALHO R. C.; KAVISKI E. 2009. **Modelo de Auxílio à Tomada de Decisões em Processos de Despoluição de Bacias Hidrográficas**. *Revista Brasileira de Recursos Hídricos*. Vol. 14, n.4, p.17-27. Associação Brasileira de Recursos hídricos. www.abrh.org.br.
- CHRISTOFIDIS, M. 2006. **O enquadramento participativo de corpos d'água como instrumento da gestão de recursos hídricos com aplicação na bacia do rio Cubatão Sul – SC**. Florianópolis: Curso de Pós-graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, 2006. 176 p. (Dissertação de Mestrado).
- FUNDAÇÃO AGÊNCIA DE ÁGUA DO VALE DO ITAJAÍ. 2010. **Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Itajaí**. Disponível em: <http://www.comiteitajai.org.br/index.php/plano/recursos/hidricos/resumo-do-plano.html>. Acesso em 20 mai. 2010.
- GONÇALVES, R. F. (coord.). 2003. **Desinfecção de efluentes sanitários**. Rio de Janeiro: ABES, projeto PROSAB/FINEP. 422p.
- HAASE, J.; SILVA, M. L. C. 1998. **Participação da sociedade no processo de enquadramento dos recursos hídricos: experiência no Rio Grande do Sul, Brasil**. In: Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 1998, Gramado, 5 a 8/out/1998. CD-ROM.
- JUNGBLUT, M. (coord.). 2008. **Relatório temático B.2 – Proposta de enquadramento dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Caí**. Disponível em http://www.comitecai.com.br/plano/down_RTb2.html. Acesso em: 20 jan. 2010.
- KONDAGESKI, J. H.; GOLÇALVES R. C.; GARCIA, C. S.; ANDREOLI N. L. C. V. 2009. **Seleção de municípios candidatos a receber investimento em saneamento, segundo critérios ambientais, sociais e econômicos – estudo de caso: Unidades Hidrográficas do Alto Ivai e Baixo Ivai/Paraná 1**. In: XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, 2009, Campo Grande. Anais. Campo Grande: ABRH, 22 a 26/Nov/2009, CD-ROM.
- LEITE, E. H.; HAASE, J.; PINEDA, M. D.; SILVA, M. L. C.; COBALCHINI, M. S. 1998. **Qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia do Guaíba – subsídio para o processo de enquadramento**. In: Simpósio Internacional sobre Gestão de Recursos Hídricos, 1998, Gramado, 5 a 8/out/1998. CD-ROM.
- LIBÂNIO, P. A. C.; CHERNICHARO, C. A. L.; NASCIMENTO, N. O. 2005. **A dimensão da qualidade de água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública**. *Revista Engenharia Sanitária e Ambiental*. Vol. 10, n.3, p.219-228. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- MATOS, A. 2002. **Tratamento de resíduos agroindustriais**. In: Encontro de preservação de mananciais da Zona da Mata Mineira, Viçosa 2002. Anais cursos pré-encontro, ABES-MG. p.105-157.
- METCALF & EDDY. 2003. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. Boston: McGraw-Hill, 1819p.
- NEVES, C.; NEVES, M. S. 2003. **Proposta Metodológica para Seleção e Hierarquização de Projetos de Saneamento**. In: X Simpósio em Engenharia de Produção, 2003, Bauru. Anais.... Bauru: UNESP, p.1-10.
- OPPA, L. F. 2007. **Utilização de modelo matemático de qualidade da água para análise de alternativas de enquadramento do rio Vacacaí Mirim**. Santa Maria: Curso de Pós –graduação em Engenharia Civil, Universidade Federal de Santa Maria, 2007, 130p. (Dissertação de Mestrado).
- ROMERA e SILVA, P. A. 2000. **Contribuição para o Estabelecimento de Metodologia de Suporte à Decisão em Políticas de Saneamento**. 192 f. Rio Claro: Curso de Pós-graduação em Geociência e meio Ambiente. Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual de Paulista, 2000, 192p. (Tese de doutorado).
- SANTA CATARINA. 2006. **Regionalização de vazões das bacias hidrográficas estaduais do estado de Santa Catarina, volume 1 – texto**. Disponível em <http://www.aguas.sc.gov.br/>. Acesso em 10 dez. 2009.

- SANTA CATARINA. 2009. **Lei estadual nº 14.675, de 13 de abril de 2009 que institui o Código Estadual do Meio Ambiente e estabelece outras providências**. Disponível em http://www.sc.gov.br/downloads/Lei_14675.pdf. Acesso em: 30 jan. 2010.
- SARDINHA, D. S.; CONCEIÇÃO, F. T.; SOUZA, A. D. G.; SILVEIRA, A.; JULIO, M.; GONÇALVES, J. C. S. I. 2008. **Avaliação da qualidade da água e autodepuração do ribeirão do Meio, Leme (SP)**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.13, n.3, p.329-338. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- SCHVARTZMAN, A. S.; NASCIMENTO, N. O.; VON SPERLING, M. 2002. **Outorga e Cobrança pelo Uso de Recursos Hídricos: Aplicação à Bacia do Rio Paraopeba, MG**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 7, n.1, p.103-122. Associação Brasileira de Recursos hídricos. www.abrh.org.br.
- SILVA, N. V. S.; NASCIMENTO, R. Q.; SILVA, T. C. 2008. **Modelo de priorização de investimentos em saneamento básico utilizando programação linear com base em indicadores ambientais**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.13, n.2, p.171-180. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- SILVA, S. C.; RIBEIRO, M. M. R. 2006. **Enquadramento dos corpos d'água e cobrança pelo uso da água na bacia do rio Pirapama – PE**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.11, n.4, p.371-379. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- TEIXEIRA, J. C.; HELLER, L. 2001. **Modelo de Priorização de Investimentos em Saneamento com ênfase em Indicadores de Saúde: Desenvolvimento e Aplicação em uma Companhia Estadual**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.6, n.3, p.138-146. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- TEIXEIRA, J. C.; HELLER, L. 2003. **Priorização de Investimentos em Saneamento baseada em Indicadores Epidemiológicos e Financeiros**. Revista Engenharia Sanitária e Ambiental. Vol.8, n.3, p.187-195, 2003. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. www.abes-dn.org.br.
- TSUTIYA, M. T.; ALEM SOBRINHO, P. 1999. **Coleta e transporte de esgoto sanitário**. São Paulo: Escola Politécnica da USP, 547p.
- VON SPERLING, M. 2005. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Belo Horizonte - MG, 452 p.
- VON SPERLING, M. 2007. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios**. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG: Belo Horizonte - MG, 588 p.
- VON SPERLING, M.; CHERNICHARO, C. A. L. 2002. **Urban wastewater treatment technologies and implementation of discharge standards in developing countries**. Urban Water. Vol.4, n.1, p. 105-114, mar/ 2002.
- YONY SAMPAIO, M. M. A. M; CIRILO, J. A.; CAI, X. 2008. **Modelo Econômico-hidrológico Integrado para gestão de bacias hidrográficas: Abordagem Piece-by-Peice para incorporar a capacidade de autodepuração dos rios e limites de trofia dos reservatórios**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Vol. 13, n.1, p.43-55. Associação Brasileira de Recursos hídricos. www.abrh.org.br.

Pétrick Anderson Soares Engenheiro Ambiental. Mestre em Engenharia Ambiental (FURB). Bolsista CAPES. e-mail: petrickps@gmail.com

Markus Zinkhahn Acadêmico do curso de Engenharia Ambiental, Universidade de Stuttgart, Alemanha. e-mail: markus.zinkhahn@gmail.com

Beate Frank Física. Doutora em Engenharia de Produção pela Universidade Federal de Santa Catarina. e-mail: frank.beate@gmail.com

Odirllei Fistarol Engenheiro Florestal. Mestre em Engenharia Ambiental. e-mail: engfistarol@gmail.com

O planejamento de recursos hídricos na bacia hidrográfica do rio São Francisco

Simone Rosa da Silva
José Almir Cirilo

RESUMO: Este trabalho aborda a integração entre níveis de planejamento de recursos hídricos no Brasil, ilustrado por meio do estudo de caso da bacia hidrográfica do rio São Francisco, que abrange sete unidades da federação no Brasil. Nessa bacia tem-se os quatro níveis de planejamento de recursos hídricos existentes no Brasil: o Plano Nacional, os Planos Estaduais, os Planos de Bacia Hidrográfica de rio federal e os Planos de Bacia Hidrográfica de rio estadual. Foi realizada uma análise comparativa das propostas dos Planos de Recursos Hídricos, adotando-se como elementos de comparação as diretrizes, intervenções e propostas apresentadas no plano de maior abrangência, cujos resultados revelam a falta de integração existente entre os níveis de planejamento na bacia. Conclui-se que, apesar do arcabouço institucional de recursos hídricos existente no país, o exercício da gestão de recursos hídricos de forma integrada entre os vários níveis de planejamento ainda não é efetivo no Brasil. É necessário que haja uma articulação entre os programas propostos nos planos - Plano Nacional de Recursos Hídricos, Planos Estaduais de Recursos Hídricos e planos de bacia -, entretanto, não há mecanismos previstos para a efetiva articulação entre os mesmos. Finalmente, são apresentadas propostas para contribuir para a melhoria do processo de planejamento de recursos hídricos no Brasil.

PALAVRAS-CHAVE: planos de recursos hídricos, gestão de recursos hídricos; bacia hidrográfica do rio São Francisco.

ABSTRACT: This work deals with the integration among water resources planning levels in Brazil, illustrated by the case study of São Francisco River Basin, that is composed by seven federation unities in Brazil. In this basin there are four water resources planning levels exists in Brazil: the National Plan, the States Plans, Basin Plans of Federal River and Basin Plans of State River. It was done a comparative analysis of the Water Resources Plans purposes, adopting as comparison elements the guidelines, interventions and purposes presented in the greater range plan, and these results show the lack of integration existing among water resources planning levels in basin. In conclusion, however water resources institutional framework existing in the country, the exercise of the water resources management as a integrated form among the water resources planning levels isn't a fact in Brazil yet. It's necessary that be an articulation between the purposed programs in the plans - Water Resources National Plan, the Water Resources States Plans and Basin Plans -, however there aren't established mechanisms to the effective articulation among them. Finally, there are presented purposes to contribute to the water resources planning in Brazil.

KEYWORDS: water resources plans; water resources management; Sao Francisco River Basin.

INTRODUÇÃO

No Brasil há três níveis de poder político eleitos pelos cidadãos: os representantes de Governos municipais, estaduais e federal. Um dos desafios à gestão dos recursos hídricos é articular a participação das três esferas de poder inseridas no âmbito da bacia hidrográfica, que é a unidade territorial para a implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos.

A Constituição Federal de 1988 estabeleceu dois domínios para as águas no Brasil: o da União

e dos Estados. São bens de domínio da União (CF, art. 20, III) os lagos, rios e quaisquer correntes: situadas em terreno da União; que banhem mais de um Estado ou sirvam de limite entre eles; que sirvam de limite entre o Brasil e outros países; que se estendam para território estrangeiro, ou dele provenham; situados em reservatórios construídos pela União. São bens de domínio dos Estados (CF, art. 26, I) as águas não incluídas entre os bens da União: águas superficiais ou subterrâneas, fluentes, emergentes e em depósito, ressalvadas as decorrentes de obras da União.

Esse fator introduz uma complexidade à gestão dos recursos hídricos, notadamente no planejamento dos recursos hídricos no Brasil. A questão do domínio das águas está diretamente relacionada com o planejamento de recursos hídricos, pois em bacias, cujo rio principal é de domínio da União, é necessária a articulação da União com, no mínimo, mais duas unidades da federação para o planejamento e gestão dos recursos hídricos. Em casos de rios que se estendem por mais de um país ou servem de limite entre eles, a questão se torna ainda mais complexa.

No Brasil, existem quatro níveis de planejamento de recursos hídricos, embora não haja distinção na legislação entre planos de recursos hídricos de bacia hidrográfica de rio federal e estadual, refletidos nos:

- ☒ Plano Nacional;
- ☒ Planos Estaduais;
- ☒ Planos de Bacia Hidrográfica de rio federal;
- ☒ Planos de Bacia Hidrográfica de rio estadual.

De maneira geral, os planos de bacia têm sido elaborados por iniciativas isoladas, seja do Governo Federal ou dos Estados. No caso de uma bacia cujo rio principal é de domínio da União, é necessário que haja um planejamento articulado, a fim de superar as divergências que poderão surgir em função dos diversos interesses envolvidos numa bacia hidrográfica. Deveria ser observada uma sincronia entre a elaboração do plano de uma bacia e dos planos de bacias de rios afluentes, principalmente quando trata-se de rio de domínio da União, o que poderá contribuir para o aumento no índice de implementação dos planos de recursos hídricos.

Para ilustrar a situação do Brasil em relação à integração entre planos de recursos hídricos, foi adotado como estudo de caso a bacia hidrográfica do rio São Francisco, para a qual tem-se os quatro níveis de planejamento de recursos hídricos existentes no Brasil. Além disso, também foram considerados os seguintes fatores:

- ☒ a importância social e econômica do rio São Francisco no panorama nacional;
- ☒ ser a única bacia hidrográfica do país que coincide exatamente com uma das regiões hidrográficas da Divisão Hidrográfica Nacional;
- ☒ a existência de comitê de bacia hidrográfica instalado e atuante;
- ☒ a conclusão recente do plano de bacia hidrográfica do rio São Francisco.

A BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO

A área de drenagem da bacia hidrográfica do rio São Francisco, indicada na figura 1, é de 636.920 km², correspondente a 8% do território nacional, abrangendo sete unidades da federação: Bahia, Minas Gerais, Alagoas, Pernambuco, Sergipe, Goiás e Distrito Federal. A bacia está subdividida em quatro regiões fisiográficas: Alto, Médio, Submédio e Baixo; e abrange 503 municípios e parte do Distrito Federal, sendo que 456 municípios possuem sede na área da bacia. (ANA, 2005)



FIGURA 1. Localização da bacia hidrográfica do rio São Francisco.
Fonte: ANA (2005).

TABELA 1
A bacia do rio São Francisco e as unidades da federação.

Aspecto analisado	Unidade da federação						
	MG	GO	DF	BA	PE	AL	SE
Relevância da bacia do SF para a UF							
Área na bacia (km ²) (*)	235.635	3.193	1.277	307.794	68.966	14.687	7.024
Área na bacia (%)	40,2	9,4	22,0	54,5	70,1	52,9	32,0
No municípios na bacia (*)	239	3	-	114	69	50	28
População na bacia (hab.) (*)	7.602.405	78.989	20.826	2.284.628	1.640.044	922.896	246.294
População na bacia (%)	42,5	15,8	1,0	17,5	20,7	32,7	13,8
Relevância do estado na bacia do SF							
Área da bacia do SF	36,9	0,5	0,2	48,2	10,8	2,3	1,1
População da bacia (%)	59,4	0,6	0,2	17,9	12,8	7,2	1,9
Planos de bacias de afluentes estaduais existentes	02	-	-	07	03	01	02
Comitês de bacias de afluentes estaduais instalados	08	-	-	02	02	01	-

Nota: (*) Dados obtidos de CBHSF (2004).

A tabela 1 apresenta dados relativos à divisão política e demografia das unidades da federação que situam-se na bacia do rio São Francisco, bem como o número de comitês de afluentes já instalados e planos de bacia elaborados. A população total na bacia, no ano 2000, é de 12.796.082 habitantes, concentrando-se nos Estados da Bahia e Minas Gerais, que ocupam a maior parte da bacia (85%).

OS PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS NA ÁREA DA BACIA

Na área de abrangência da bacia hidrográfica do rio São Francisco existem os seguintes planos de recursos hídricos, cujas descrições estão apresentadas nas tabelas 3 e 4 apresentadas posteriormente:

-  Plano Nacional de Recursos Hídricos (2006).
-  Planos Estaduais de Recursos Hídricos de três Estados inseridos na bacia do rio São Francisco: Bahia (2004), Pernambuco (1998) e Sergipe (2000).

-  Planos de Bacia Hidrográfica de rio federal: seis planos de bacia de afluentes de domínio da União existentes - Paracatu, Verde Grande, Moxotó, Capiá, Ipanema e Traipu-, além do próprio plano da bacia do rio São Francisco.
-  Planos de Bacia Hidrográfica de rio estadual: quinze planos de bacia de afluentes de domínio estadual existentes, sendo em Minas Gerais (02), na Bahia (07), em Pernambuco (03), em Alagoas (01) e em Sergipe (02).

O Plano Nacional de Recursos Hídricos – PNRH

O Conselho Nacional de Recursos Hídricos – CNRH, por meio da Resolução nº 32/2003, instituiu a Divisão Hidrográfica Nacional – DHN que divide o Brasil em 12 Regiões Hidrográficas para orientar, fundamentar e implementar o Plano Nacional de Recursos Hídricos (CNRH, 2003). A base físico-territorial utilizada pelo PNRH segue as diretrizes estabelecidas pela Resolução nº 30/2002 do

CNRH e adota como recorte geográfico para o seu nível 1, a Divisão Hidrográfica Nacional.

A estrutura programática do PNRH está dividida em 4 componentes e 13 programas, apresentados na figura 2, subdivididos em 30 subprogramas. Os 21 Programas apresentados pelo PNRH são de caráter amplo para o país, com exceção dos programas inseridos na Componente de Programas Regionais de

Recursos Hídricos, que contém programa específico para o Semi-Árido.

Os Planos Estaduais de Recursos Hídricos no âmbito da bacia do São Francisco

Conforme já citado, existem atualmente três Planos Estaduais de Recursos Hídricos de Estados inseridos na bacia do rio São Francisco, quais sejam: Bahia

TABELA 2
Planos Estaduais de Recursos Hídricos existentes na área da bacia do rio São Francisco

Estado	Plano	Área (*) (km ²)	Ano conclusão	Horizonte do plano
MG	Em elaboração – 1ª Fase	586.528	-	2020
BA	Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH/BA	564.692	2004	2020
PE	Plano Estadual de Recursos Hídricos – PERH-PE	98.311	1998	2010
SE	Estudo sobre o Desenvolvimento de Recursos Hídricos no Estado do Sergipe	21.910	2000	2020

Nota: (*) dados obtidos do IBGE (2000).

Componente de Desenvolvimento da Gestão Integrada dos Recursos Hídricos (GIRH) no Brasil
I. Programa de Estudos Estratégicos sobre Recursos Hídricos
II. Programa de Desenvolvimento Institucional da GIRH no Brasil
III. Programa de Desenvolvimento e Implementação de Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos
IV. Desenvolvimento Tecnológico, Capacitação, Comunicação e Difusão de Informações em Gestão Integrada de Recursos Hídricos
Componente de Articulação Intersectorial, Interinstitucional e Intra-Institucional da GIRH
V. Programa de Articulação Intersectorial, Interinstitucional e Intra-Institucional da Gestão de Recursos Hídricos
VI. Programa de Usos Múltiplos e Gestão Integrada de Recursos Hídricos
VII. Programas Setoriais voltados aos Recursos Hídricos
Componente de Programas Regionais de Recursos Hídricos
VIII. Programa Nacional de Águas Subterrâneas
IX. Programa de Gestão de Recursos Hídricos Integrados ao Gerenciamento Costeiro, Incluindo as Áreas Úmidas
X. Programa de Gestão Ambiental de Recursos Hídricos na Região Amazônica
XI. Programa de Conservação das Águas do Pantanal, em Especial suas Áreas Úmidas
XII. Programa de Gestão Sustentável de Recursos Hídricos e Convivência com o Semi-Árido Brasileiro
Componente de Gerenciamento da Implementação do PNRH
XIII. Programa de Gerenciamento Executivo e de Monitoramento e Avaliação da Implementação do PNRH

FIGURA 2. Estrutura de Programas do PNRH.
Fonte: MMA (2006).

(2004), Pernambuco (1998) e Sergipe (2000). Minas Gerais optou por elaborar primeiramente os planos de bacias, tendo contratado recentemente a elaboração da primeira fase, relativa ao diagnóstico dos recursos hídricos, de seu Plano Estadual de Recursos Hídricos. A tabela 2 apresenta os Planos Estaduais de Recursos Hídricos existentes na área da bacia hidrográfica do rio São Francisco atualmente, com os respectivos horizontes do plano e ano de conclusão.

O Estado de Pernambuco encontra-se em fase de elaboração de Termos de Referência para atualização do Plano Estadual de Recursos Hídricos.

O Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco

O Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013) foi elaborado por um grupo de trabalho denominado Grupo de Trabalho Técnico – GTT, coordenado pela ANA e com participação de representantes dos órgãos gestores estaduais (Minas Gerais, Goiás, Bahia, Pernambuco, Sergipe e Alagoas) e do Distrito Federal, CBHSF, CODEVASF, CHESF e outras instituições, conforme recomendado pela Deliberação CBHSF nº 03, de 03 de outubro de 2003, além de consultores contratados pela ANA.

A elaboração do PBHSF foi pautada por um processo de planejamento participativo e sua primeira versão foi realizada de forma intensiva, num exíguo prazo de seis meses. Essa versão preliminar do PBHSF foi discutida em duas rodadas de Consultas Públicas realizadas nos meses de março a maio de 2004, nas Câmaras Consultivas Regionais do Alto, Médio, Submédio e Baixo São Francisco e no Fórum de Avaliação do PBHSF, dos quais participaram cerca de 1.280 pessoas, conforme CBHSF (2004). Foi criado um grupo denominado Grupo de Suporte Técnico ao PBHSF – GST do CBHSF, formado por membros das Câmaras Técnicas do CBHSF, consultores e representantes da CHESF e CODEVASF, que realizou o trabalho de síntese e sistematização dos resultados das discussões públicas, incorporando as demandas e propostas emanadas das Consultas Públicas.

O texto aprovado pela diretoria colegiada do CBHSF contempla as alterações introduzidas pelas Câmaras Técnicas de Planos, Programas e Projetos e de Outorga e Cobrança do CBHSF e os resultados das Consultas Públicas, tendo acrescentado um número considerável de ações à versão preliminar, resultando em 29 atividades e 139 ações. Essa úl-

tima versão foi aprovada pela plenária do CBHSF na reunião ocorrida em Juazeiro/BA no período de 28 a 30/07/04, pela deliberação CBHSF nº 07 de 29/07/04. Nessa mesma plenária, o CBHSF aprovou várias deliberações como parte integrante do Plano da Bacia, relativas à outorga, cobrança, enquadramento, fiscalização e intervenções prioritárias (Deliberações CBHSF nº 08 a 16/04 e 18/04).

O PBHSF inclui uma relação de atores identificados como parceiros institucionais potenciais na implantação das ações propostas no plano, bem como o cronograma financeiro dos investimentos necessários para execução das ações propostas e identificação de fontes de recursos financeiros.

Apesar das alterações introduzidas na nova versão do PBHSF, não houve estimativa de investimentos para as novas atividades e ações incluídas. Na versão do PBHSF aprovada pelo CBHSF, foi apresentado um Programa de Investimentos provisório, cujo prazo previsto de reavaliação e revisão foi dezembro 2005, não tendo sido realizado.

As intervenções do Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco (2004-2013) - PBHSF foram estruturadas em quatro níveis: componentes, atividades, ações e intervenções individualizadas. A versão preliminar do PBHSF elaborada pelo Grupo de Trabalho Técnico – GTT, definiu a estrutura do PBHSF considerando as componentes e atividades previstas na Deliberação CBHSF Nº 03/03.

Os planos de bacias de rios afluentes ao rio São Francisco

A partir de consulta aos órgãos gestores estaduais dos estados que possuem áreas inseridas na bacia do rio São Francisco, ANA e SRH/MMA foram identificados 21 planos de bacias na área da bacia do rio São Francisco, sendo 6 planos de rios de domínio da União e 15 planos de rios de domínio dos Estados. As tabelas 3 e 4 relacionam os referidos planos de bacia e as respectivas áreas de drenagem das bacias hidrográficas, ano de conclusão da elaboração do plano e horizonte de planejamento. As informações apresentadas nas referidas tabelas foram obtidas a partir de consulta aos respectivos planos.

Numa análise da forma geral dos planos de bacia em estudo, constatou-se que as empresas que atuam na elaboração de planos diretores de recursos hídricos possuem um formato padrão de relatório, adequando-o às particularidades de cada bacia. Dessa forma,

TABELA 3
Planos de bacias hidrográficas existentes de afluentes do rio São Francisco de domínio da União

Estados	Plano	Área (km²)	Ano conclusão	Horizonte do plano
MG, GO e DF	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Paracatu - PAR	45.600	1996	2016
MG e BA	Plano de Gerenciamento Integrado de Recursos Hídricos da Bacia do rio Verde Grande - VEG	31.000	2000	2020
AL e PE	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Moxotó – MOX	9.732	1998	2017
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Ipanema – IPA	8.800	1998	2018
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Capiá – CAP	2.396	1998	2017
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Traipu – TRA	2.831	1998	2018

TABELA 4
Planos de bacias hidrográficas existentes de afluentes do rio São Francisco de domínio estadual

Estados	Plano	Área (km²)	Ano conclusão	Horizonte do plano
MG	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias de Rios Afluentes do rio São Francisco em Minas Gerais – AFM	299.271	2000	2020
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio das Velhas – VEL	29.173	2004	2020
BA	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Paramirim, Carnaíba de Dentro e Santo Onofre – PCS	49.910	1995	2015
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Corrente – COR	45.732	1995	2015
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Grande – trecho Alto Rio Grande – ARG	32.200	1993	2013
	Plano Diretor de Recursos Hídricos das bacias hidrográficas do médio e baixo rio Grande e Tributários da margem esquerda do Lago do Sobradinho – MBG	85.652	1995	2015
	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias do Rio Verde e Jacaré, margem direita do Lago do Sobradinho - VJM	33.480	1995	2015
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Salitre – SAL	14.750	1993	1998
	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias Hidrográficas da margem direita do Submédio São Francisco – MDS	28.300	1996	2016
PE	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pontal, Garças, GI-6, GI-7 e GI-8 – PGG	14.065	1998	2018
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Terra Nova, Brígida, GI-4, GI-5 e GI-9 – TNB	21.396	1998	2018
	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Pajeú, GI-3 – PAJ	19.550	1998	2018
AL	Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do Rio Piauí – PIA	3.374	1998	2018
SE	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Gararu, Salgado, Rch Jacaré, Pilões, Betume e outros – GSJ	2.472	1998	2018
	Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias dos Rios Curituba, Jacaré, Capivara, Campos Novos e outros - CJC	5.137	1998	2018

os documentos elaborados por uma mesma empresa de maneira geral guardam bastante semelhança em sua itemização e, até mesmo, nos programas de ações propostos.

A Bahia é o Estado que possui o maior número de planos de bacia de afluentes na Região Hidrográfica do São Francisco, por ocupar aproximadamente 48% da área da bacia. Os planos foram elaborados tomando como base as Regiões Administrativas da Água - RAA's, definidas pela já revogada Política Estadual de Recursos Hídricos – Lei Estadual nº 6.855/95, e revelam o pioneirismo do Estado na elaboração de seus planos de bacia, que são os mais antigos da região e foram elaborados por iniciativa do Governo do Estado.

O Estado de Minas Gerais, apesar de também ocupar parte significativa da bacia do rio São Francisco (37%), apresenta apenas dois planos de bacia de afluentes do rio São Francisco. Na realidade, o único documento trata de uma área extensa, o Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias de Afluentes do Rio São Francisco em Minas Gerais, que abrange a bacia hidrográfica do Rio São Francisco, nos Estados de Minas Gerais e Goiás e no Distrito Federal, excluídas as sub-bacias dos rios Paracatu e Verde Grande, que são rios de domínio da União e possuem planos de bacias exclusivos. Esse plano contempla ainda toda a bacia do rio Carinhanha que serve de divisa entre os Estados de Minas Gerais e Bahia, inclusive a área inserida na Bahia.

A sub-bacia do rio das Velhas, apesar de já contemplada no retrocitado documento, também foi contemplada com planos próprios. O primeiro foi finalizado em 1997, segundo Camargos (2005), e não foi objeto de consulta desta pesquisa. O mais recente, denominado PDRH Velhas foi aprovado pelo comitê da respectiva bacia – CBH Velhas- em dezembro de 2004 (IGAM, 2004). Na bacia do rio São Francisco, não foi identificado nenhum outro caso em que o plano de bacia tenha sido aprovado pelo respectivo comitê da bacia, excetuando-se o PBHSF, devidamente aprovado pelo CBHSF. Registre-se, porém, que outros comitês de bacias em regiões distintas do país, já aprovaram os respectivos planos de bacias, a exemplo do CBH PCJ e CEIVAP. Vale ressaltar o enfoque ambiental observado nesse documento, enfatizando como objetivo básico do mesmo a implementação de ações ambientais na respectiva bacia hidrográfica, em função de que o rio das Velhas atravessa a Região Metropolitana de Belo Horizonte, recebendo grande carga de efluentes domésticos e

industriais, tendo sofrido sérias consequências com o processo de urbanização da bacia.

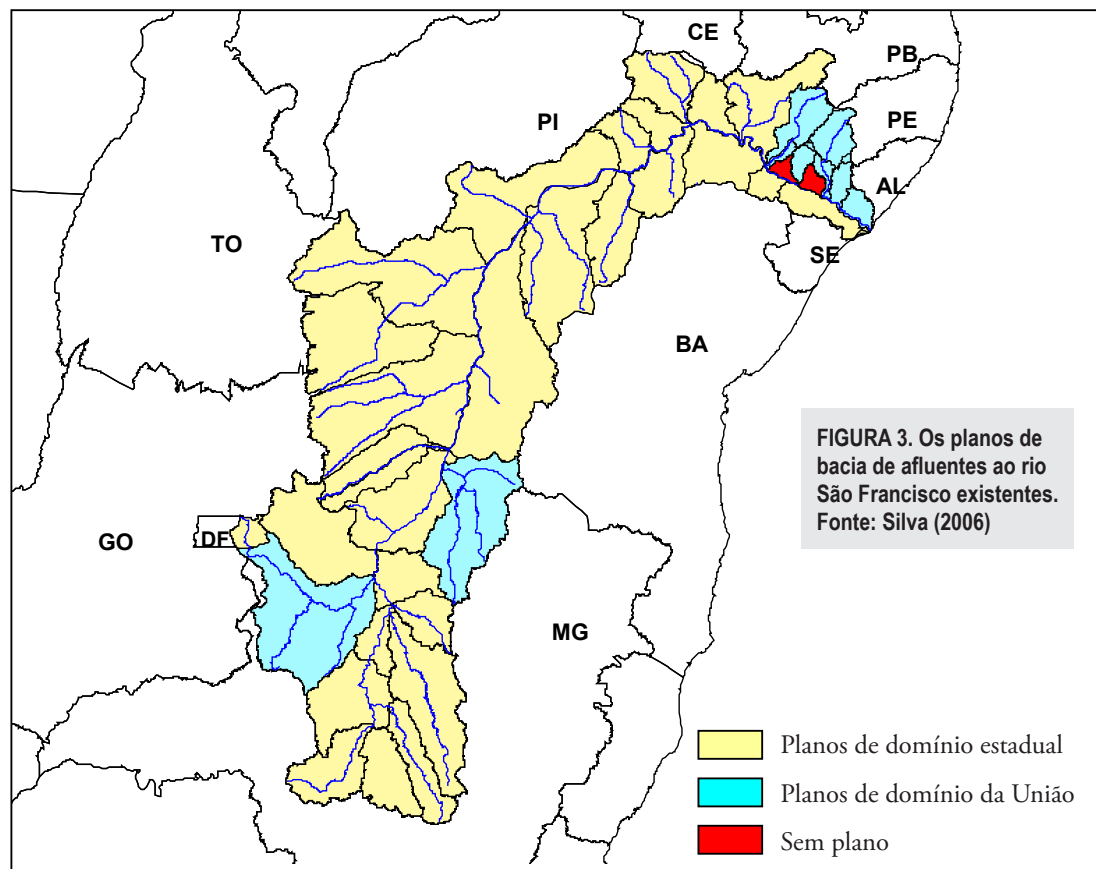
Em Pernambuco, Alagoas e Sergipe constata-se que todos os planos foram concluídos no mesmo ano, e provavelmente elaborados concomitantemente. Observe-se que a iniciativa de elaboração desses planos foi do Governo Federal, por meio da SRH/MMA.

Verifica-se, portanto, que todos os afluentes do rio São Francisco possuem planos, excetuando-se a unidade hidrográfica denominada Talhada pelo PBHSF, situada em Alagoas e a bacia denominada Riacho Grande, de acordo com a divisão hidrográfica estadual de Alagoas, que está inserida na unidade hidrográfica Baixo Ipanema e Baixo São Francisco do PBHSF. A figura 3 ilustra os planos de bacia hidrográfica de rios de domínio da União e dos Estados existentes na bacia do rio São Francisco.

A INTEGRAÇÃO ENTRE OS PLANOS DE RECURSOS HÍDRICOS

Na análise da integração entre os planos de recursos hídricos existentes na bacia do rio São Francisco, adotou-se como elementos de comparação as diretrizes, intervenções e propostas apresentadas em cada plano, excluindo-se a parte de diagnóstico. Essa decisão foi tomada em virtude do grande número de planos incluídos nessa pesquisa, que tornaria as análises muito extensas. Entretanto, deve-se ter em mente a importância do diagnóstico, cujos resultados poderão indicar propostas diferenciadas, em função das distintas metodologias utilizadas. Lanna (2002) cita que o diagnóstico dos recursos hídricos forma a base das informações de disponibilidades hídricas sobre a qual é sustentado o plano.

Para avaliação do grau de integração entre as propostas dos planos de recursos hídricos da bacia do rio São Francisco, foi realizada análise comparativa entre os diferentes níveis de planejamento (País, Estado e Bacia), tomando-se sempre como referência o âmbito mais amplo. Portanto, a partir dos programas propostos pelo Plano Nacional (MMA, 2006), foi verificada a existência de programa similar nos Planos Estaduais e Plano da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco. Dessa forma, ainda, a partir dos programas propostos pelo Plano da Bacia Hidrográfica do rio São Francisco foram verificados os programas e ações similares em planos de bacias de afluentes ao rio São Francisco. O critério adotado na análise da integração entre os planos de recursos hídricos avaliados foi a presença (legenda 1) ou ausência (legenda 0) de programa



idêntico ou presença de programa similar (legenda 2). O programa foi considerado similar quando trata do mesmo tema, embora não tenha exatamente o mesmo objetivo. Apresenta-se a seguir o detalhamento da metodologia específica utilizada para cada uma das análises realizadas, incluindo os programas/ações que foram desconsiderados nas respectivas análises.

PNRH x PBHSF e PERH's

Nesta análise foram adotados como referência os programas propostos pelo PNRH, sendo realizada uma verificação da **presença ou ausência de propostas** similares no PBHSF e Planos Estaduais. Alguns programas do PNRH foram excluídos da análise, por razões distintas, conforme apresentado na tabela 5.

O PBHSF x PBH de rios afluentes

A análise do processamento dos dados resultantes da comparação entre ações propostas no PBHSF e

ações propostas nos planos de bacias de rios afluentes foi realizada sob dois enfoques:

- a) a avaliação individual de cada plano de afluente, quantificando-se a aproximação entre as propostas do respectivo plano de afluente e do PBHSF;
- b) a avaliação das ações propostas no PBHSF, identificando-se o grupo de ações presentes com maior e menor frequência nos planos de bacias de rios afluentes.

Para avaliação do grau de integração entre as propostas dos planos de recursos hídricos existentes na bacia do rio São Francisco, foi adotado o PBHSF como referência, uma vez que é o plano mais abrangente, pois trata da área de toda a bacia. A partir das propostas apresentadas no PBHSF, foi pesquisada a presença ou não de propostas similares nos planos de bacia de rios afluentes. Algumas ações propostas no PBHSF foram excluídas, pelas razões expostas na tabela 6.

TABELA 5
Classificação dos programas do PNRH excluídos da análise.

Classe	Descrição
AN	Programa de Âmbito Nacional (relativo à todo país). Excluídos na análise de todos os planos (PBHSF e Planos Estaduais).
AE	Programa de Área Específica (relativa a uma área com características particulares. Ex.: Amazônia, Pantanal). Excluído, quando fora do âmbito do plano analisado. Caso contrário, considerado na análise.
AA	Programa Análogo. Programa analisado de acordo com a respectiva abrangência do âmbito de planejamento. Ex.: Cadastro de Usuários, proposto à nível nacional no PNRH e à nível do Estado e da bacia do SF, nos planos estaduais e PBHSF, respectivamente.
NA	Programa Não Adequado ao plano, por motivos distintos da questão da abrangência espacial. Ex.: Estudos para operação de reservatórios de geração hidrelétrica, quando não há reservatórios de domínio estadual no respectivo Estado. Excluído, conforme o caso.

PNRH X PBHSF E PERH'S

Os resultados da comparação entre os programas propostos pelo PNRH, PBHSF e PERH da Bahia, Pernambuco e Sergipe estão relacionados na tabela 7, na qual cada linha corresponde a um programa proposto pelo PNRH identificando-se a presença do programa no PBHSF e Planos Estaduais. Os programas excluídos da análise estão indicados através de legenda específica.

Dos 36 programas propostos no PNRH, 10 foram excluídos da análise do PBHSF e 11 da análise dos Planos Estaduais. Evidencia-se que o PBHSF possui maior grau de integração com o PNRH do que os Planos Estaduais, detalhando-se a seguir cada caso.

Essa boa integração entre o PNRH e o PBHSF justifica-se pela época próxima em que os dois planos foram elaborados e, também, pela participação de técnicos da ANA e membros das Câmaras Técnicas do CBHSF na Comissão Executiva Regional - CER São Francisco do PNRH.

Os resultados indicam que o PBHSF possui um bom nível de integração com o PNRH, apresentando cerca de 65% dos programas propostos no PNRH. Incluindo os programas similares, esse valor alcança cerca de 80% dos programas previstos no PNRH.

Dentre os Planos Estaduais analisados, o PERH-BA revelou-se como o mais semelhante, em termos de proposições, com o PNRH. Mais da metade (52%) dos programas contidos no PNRH constam exatamente no PERH-BA, atingindo 56% se considerarmos programas similares. O PERH-PE ocupa uma posição intermediária, nessa análise,

enquanto o PERH-SE destacou-se como o mais diferenciado do PNRH.

Poucos programas do PNRH são unânimes em todos os planos avaliados, são eles: II.2 - Apoio à Organização dos SEGRH; III.2 - Rede Hidrológica Quali-Quantitativa e VI.2 - Gestão da Oferta, Ampliação, Racionalização e Reuso de Água. Por outro lado, há programas do PNRH que não estão contemplados em nenhum dos planos analisados, quais sejam: III.3 - Processamento, Armazenamento, Interpretação e Difusão de Informação Hidrológica; V.1 - Avaliação de Impactos Setoriais na Gestão de Recursos Hídricos; V.2 - Compatibilização e Integração de Projetos Setoriais e Incorporação de Diretrizes de Interesse para a GIRH e IX - Gestão de Recursos Hídricos Integrados ao Gerenciamento Costeiro, Incluindo as Áreas Úmidas.

Possivelmente o PERH-BA esteja mais alinhado com o PNRH, por ser um plano elaborado mais recentemente (2004), quando já encontrava-se em discussão as diretrizes do PNRH. Pernambuco, tendo elaborado seu Plano Estadual em 1998, logo em seguida à aprovação de sua Política Estadual de Recursos Hídricos e no início de funcionamento do órgão gestor estadual, não teve uma visão tão abrangente na proposição de seus programas, omitindo alguns temas importantes como a outorga, a fiscalização e a cobrança. No caso de Sergipe, o Plano Estadual trata-se principalmente de um plano de obras, com propostas resumidas para o gerenciamento de recursos hídricos, destoando consideravelmente dos demais documentos avaliados.

TABELA 7

Resultados da análise comparativa entre os programas do PNRH, PBHSF e Planos Estaduais

PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS	PBHSF	PLANOS		
		BA	PE	SE
COMPONENTE DE DESENVOLVIMENTO DA GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL				
PROGRAMA I - ESTUDOS ESTRATÉGICOS SOBRE RECURSOS HÍDRICOS				
I.1 - Estudos Estratégicos sobre Contexto Macro-econômico Global e Inserção Geopolítica da GIRH no Contexto Latino-americano e Caribenho	AN	AN	AN	NA
I.2 - Estudos Estratégicos sobre Cenários Nacionais de Desenvolvimento e Impactos Regionais que afetam a Gestão de Recursos Hídricos	AN	AN	AN	AN
I.3 - Prática de Acordos Internacionais em Corpos de Água Transfronteiriços e Desenvolvimento de Instrumentos de Gestão e de Apoio à Decisão, compartilhados com países vizinhos	AN	AN	AN	AN
I.4 - Estudos para a Definição de Unidades Territoriais para a instalação de Modelos Institucionais e respectivos Instrumentos de Gestão de Recursos Hídricos	AN	AN	AN	AN
PROGRAMA II - DESENVOLVIMENTO INSTITUCIONAL DA GESTÃO INTEGRADA DE RECURSOS HÍDRICOS NO BRASIL				
II.1 - Organização e Apoio ao SINGREH	AN	AN	AN	AN
II.2 - Apoio à Organização de SEGRHs	1	1	1	1
II.3 - Adequação, Complementação e Convergência do Marco Legal e Institucional	AN	AN	AN	AN
II.4 – Sustentabilidade Econômico-Financeira da Gestão de Recursos Hídricos	2	0	0	0
PROGRAMA III - DESENVOLVIMENTO E IMPLEMENTAÇÃO DE INSTRUMENTOS DE GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS				
III.1 - Cadastro Nacional de Usos e Usuários (AA)	1	0	1	0
III.2 - Rede Hidrológica Quali-Quantitativa Nacional (AA)	1	1	1	1
III.3 - Processamento, Armazenamento, Interpretação e Difusão de Informação Hidrológica	0	0	0	0
III.4 - Metodologias e Sistemas de Outorga de Direitos de Uso de Recursos Hídricos (AA)	2	0	0	1
III.5 – Sub-programa Nacional de Fiscalização do Uso de Recursos Hídricos (AA)	1	0	0	0
III.6 - Planos de Recursos Hídricos e Enquadramento de Corpos Hídricos em Classes de Uso	2	0	1	2
III.7 - Aplicação de Instrumentos Econômicos à Gestão de Recursos Hídricos	1	1	0	1
III.8 - Sistema Nacional de Informações de Recursos Hídricos (AA)	1	1	1	0
III.9 - Apoio ao Desenvolvimento de Sistemas de Suporte à Decisão	1	0	0	0
PROGRAMA IV - DESENVOLVIMENTO TECNOLÓGICO, CAPACITAÇÃO, COMUNICAÇÃO E DIFUSÃO DE INFORMAÇÕES EM GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS				
IV.1 - Desenvolvimento e Consolidação de Conhecimento e de Avanços Tecnológicos em Gestão de R. Hídricos	1	1	0	0
IV.2 - Capacitação e Educação Ambiental com Foco em Recursos Hídricos	2	1	2	0
IV.3 - Comunicação Social em Recursos Hídricos.	0	1	0	0
COMPONENTE DA ARTICULAÇÃO INTERSETORIAL, INTERINSTITUCIONAL E INTRA-INSTITUCIONAL DA GIRH				
PROGRAMA V - ARTICULAÇÃO INTERSETORIAL, INTERINSTITUCIONAL E INTRAINSTITUCIONAL DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS				
V.1 - Avaliação de Impactos Setoriais na Gestão de Recursos Hídricos	0	0	0	0
V.2 - Compatibilização e Integração de Projetos Setoriais e Incorporação de Diretrizes de Interesse para a GIRH	0	0	0	0

(continuação)

PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS	PBHSF	PLANOS		
		BA	PE	SE
COMPONENTE DA ARTICULAÇÃO INTERSETORIAL, INTERINSTITUCIONAL E INTRA-INSTITUCIONAL DA GIRH				
PROGRAMA V - ARTICULAÇÃO INTERSETORIAL, INTERINSTITUCIONAL E INTRAINSTITUCIONAL DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS				
V.1 - Avaliação de Impactos Setoriais na Gestão de Recursos Hídricos	0	0	0	0
V.2 - Compatibilização e Integração de Projetos Setoriais e Incorporação de Diretrizes de Interesse para a GIRH	0	0	0	0
PROGRAMA VI - USOS MÚLTIPLOS E CONTROLE INTEGRADO DE RECURSOS HÍDRICOS				
VI.1 – Gestão em Áreas Sujeitas a Eventos Hidrológicos ou Climáticos Críticos	1	0	0	0
VI.2 – Gestão da Oferta, Ampliação, Racionalização e Reuso de Água	1	1	1	1
VI.3 - Gestão de Demandas, Resolução de Conflitos, Uso Múltiplo e Integrado de Recursos Hídricos	1	2	2	2
VI.4 – Saneamento e Gestão Ambiental de Recursos Hídricos no Meio Urbano	1	1	1	0
VI.5 - Conservação de Solos e Água – Manejo de Micro-bacias no Meio Rural	1	1	0	0
VI.6 - Estudos sobre Critérios e Objetivos Múltiplos voltados à Definição de Restrições Operativas em Reservatórios de Geração Hidrelétrica	1	NA	NA	NA
PROGRAMA VII - PROGRAMAS SETORIAIS VOLTADOS AOS RECURSOS HÍDRICOS				
VII.1 - Despoluição de Bacias Hidrográficas	AN	AN	AN	AN
VII.2 – Otimização do Uso da Água em Cultivos Irrigados	1	1	0	0
COMPONENTE DE PROGRAMAS REGIONAIS DE RECURSOS HÍDRICOS				
PROGRAMA VIII – NACIONAL DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS (AA)	1	1	1	0
PROGRAMA IX – Gestão de Recursos Hídricos Integrados ao Gerenciamento Costeiro, Incluindo as Áreas Úmidas	0	0	0	0
PROGRAMA X - Gestão Ambiental de Recursos Hídricos na Região Amazônica	AE	AE	AE	AE
PROGRAMA XI - Conservação das Águas no Pantanal, em Especial suas Áreas Úmidas	AE	AE	AE	AE
PROGRAMA XII - Programa de Gestão Sustentável de Recursos Hídricos e Convivência com o Semi-Árido Brasileiro	1	2	1	0
COMPONENTE DE GERENCIAMENTO DA IMPLEMENTAÇÃO DO PNRH				
PROGRAMA XIII – PROGRAMA GERENCIAMENTO EXECUTIVO E DE MONITORAMENTO E AVALIAÇÃO DA IMPLEMENTAÇÃO DO PNRH	AN	AN	AN	NA

0	Programa não contido no plano estadual ou PBHSF
1	Programa contido no plano estadual ou PBHSF
2	Programa similar ao do PNRH

Legenda: AN - Programa de Âmbito Nacional; AE - Programa de Área Específica; AA - Programa Análogo; NA - Programa Não Adequado ao plano.

TABELA 8
Resumo da análise comparativa entre os programas PBHSF e Planos Estaduais com o PNRH

PLANO	Nº ações	0		1		2		1+2	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
PBHSF	26	5	19,2	17	65,4	4	15,4	21	80,8
PERH-BA	25	11	44,0	13	52,0	1	4,0	14	56,0
PERH-PE	25	14	56,0	9	36,0	2	8,0	11	44,0
PERH-SE	25	18	72,0	5	20,0	2	8,0	7	28,0

Legenda:

0	Programa não contido no plano estadual ou PBHSF
1	Programa contido no plano estadual ou PBHSF
2	Programa similar ao do PNRH

É recomendável a busca de uma aproximação entre as três esferas dos planos no período de revisão dos mesmos.

O PBHSF x PBH de rios afluentes: relação entre as propostas

Verifica-se que algumas atividades do PBHSF, cada uma desdobrada em ações correspondentes, foram consideradas como ações em vários planos de bacias de rios afluentes do rio São Francisco. Nesses casos, não havia o mesmo nível de detalhamento nas ações do PBHSF e dos planos de bacias de rios afluentes, o que induziu a uma aproximação na identificação das ações propostas no PBHSF e planos de bacias de rios afluentes. Um caso típico dessa situação é a Educação Ambiental, que está contida como uma ação genérica nos planos de bacias de rios afluentes e geralmente não apresenta explicitamente o detalhamento das ações propostas na Subcomponente I.5 do PBHSF. Porém, foi considerado que as ações do PBHSF estão contidas nos planos de bacias de rios afluentes que apresentavam o Programa de Educação Ambiental. Citam-se, entre outros exemplos, as seguintes atividades do PBHSF, incluídas entre as ações de planos de rio afluentes ao São Francisco: Controle da erosão dos solos e assoreamento, Universalização do abastecimento de água, Recuperação/reflorestamento de áreas degradadas, Recuperação ambiental das áreas degradadas pela mineração. Nesses casos, as ações propostas no PBHSF são bem mais específicas do que

as propostas nos planos de bacias de rios afluentes, o que ocasionou um grande número de registros de ações não contidas no plano de afluente (legenda 0).

Na tabela 9 é apresentado um resumo dos resultados da análise comparativa entre as propostas do PBHSF e as dos planos de bacias de rios afluentes. O número de ações analisadas foi ligeiramente variável em cada plano de afluente, devido aos critérios de exclusão apresentados anteriormente (Ações de Âmbito Geral, Apoio ao CBHSF, Área Específica e Não Adequada ao plano de afluente), sendo relacionado o número de ações excluídas da análise na última coluna da tabela.

Das 138 ações que estão propostas no PBHSF, o número de ações do PBHSF contidos nos planos de bacias de rios afluentes foi consideravelmente baixo. Em média, apenas 14 ações do PBHSF – cerca de 10% - estão contidas nos planos de bacias de rios afluentes exatamente da forma como proposto. Registre-se, porém, que algumas ações do PBHSF estão contidas nos planos de bacias de rios afluentes, embora não exatamente da mesma forma ou com a mesma meta a ser atingida (em média 7). Considerando também estas ações (correspondentes à legenda 2), a média de ações do PBHSF contidas nos planos de bacias de rios afluentes se eleva para 21. Avaliando sob a ótica inversa, tem-se que, em média, mais de 66 das ações analisadas não estavam contidas nos planos de bacias de rios afluentes, correspondendo a cerca de 48% do total destas.

TABELA 9
Resultados da análise comparativa entre as ações do PBHSF e planos de bacias de rios afluentes

Bacia	Nº ações	0		1		2		1+2	
		Nº	%	Nº	%	Nº	%	Nº	%
PAR	84	55	39,9	22	15,9	7	5,1	29	21,0
VEG	89	72	52,2	11	8,0	6	4,3	17	12,3
MOX	89	60	43,5	17	12,3	12	8,7	29	21,0
IPA	89	67	48,6	12	8,7	10	7,2	22	15,9
CAP	89	60	43,5	17	12,3	12	8,7	29	21,0
TRA	89	67	48,6	12	8,7	10	7,2	22	15,9
AFM	86	53	38,4	23	16,7	10	7,2	33	23,9
VEL	86	62	44,9	17	12,3	7	5,1	24	17,4
PGG	88	69	50,0	12	8,7	7	5,1	19	13,8
TNB	88	69	50,0	12	8,7	7	5,1	19	13,8
PAJ	89	69	50,0	13	9,4	7	5,1	20	14,5
PIA	88	66	47,8	12	8,7	10	7,2	22	15,9
GSJ	88	66	47,8	12	8,7	10	7,2	22	15,9
CJC	88	65	47,1	13	9,4	10	7,2	23	16,7
PCS	89	69	50,0	13	9,4	7	5,1	20	14,5
COR	89	75	54,3	12	8,7	2	1,4	14	10,1
ARG	89	72	52,2	15	10,9	2	1,4	17	12,3
MBG	89	67	48,6	14	10,1	8	5,8	22	15,9
VJM	89	71	51,4	14	10,1	4	2,9	18	13,0
SAL	89	73	52,9	12	8,7	4	2,9	16	11,6
MDS	89	71	51,4	13	9,4	5	3,6	18	13,0
Média	88,2	66,6	48,2	14,2	10,3	7,5	5,4	21,7	15,7
Máx	89	75	54,3	23	16,7	12	8,7	33	23,9
Mín	84	53	38,4	11	8,0	2	1,4	14	10,1

Legenda:

0	Ação não contida no plano de afluente
1	Ação contida no plano de afluente
2	Ação similar ou com meta distinta do PBHSF

PAR Paracatu VEG – Verde Grande MOX - Moxotó

IPA Ipanema CAP - Capíá TRA - Traipu

PIA Rio Piauí

GSJ Rios Gararu, Salgado, Rch Jacaré, Pilões, Betume e outros

CJC Rios Curitiba, Jacaré, Capivara, Campos Novos e outros

PCS Rio Paramirim, Carnaíba de Dentro e Santo Onofre

COR Rio Corrente

ARG Rio Grande: trecho Alto Rio Grande

MBG Médio e baixo rio Grande e tributários da margem esquerda do Lago do Sobradinho

VJM Rio Verde e Jacaré, margem direita do Lago do Sobradinho

SAL Rio Salitre

MDS Bacias Hidrográficas da margem direita do Submédio São Francisco

VEG Verde Grande

MOX Moxotó

CAP Capíá

TRA Traipu

VEL Rio das Velhas

TNB Rio Terra Nova, Brígida, GI-4, GI-5 e GI-9

AFM Afluentes mineiros

PGG Rio Pontal, Garças, GI-6, GI-7 e GI-8

PAJ Rio Pajeú e GI-3

Registra-se ainda, que o plano da bacia do rio Salitre, apesar de ser um dos pioneiros e mesmo tendo sido editado sob o título de plano emergencial, indicou mecanismos de implementação/atualização do plano. A inserção de mecanismos de controle da implementação dos planos não é fato comum entre os planos analisados, especialmente os mais antigos.

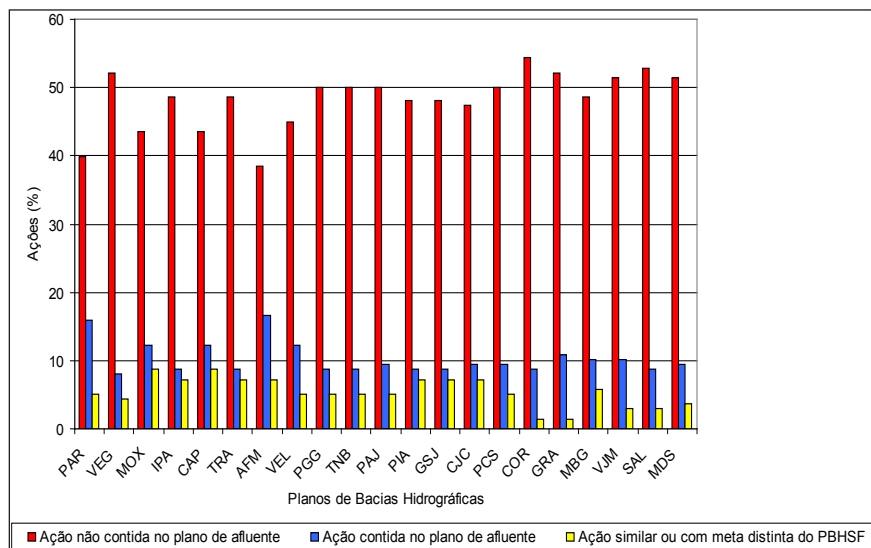
O PDRH Velhas (IGAM, 2004) destaca-se pela semelhança entre as suas propostas e as do PBHSF. Este fato provavelmente ocorreu pelo fato de sua elaboração ter sido coordenada pelo IGAM de julho a dezembro de 2004, conforme Camargos (2005), coincidindo justamente com o recente período pós-PBHSF.

Os planos de bacias de rios afluentes que apresentaram maior semelhança entre suas propostas, e as do PBHSF, foram os planos de bacias de rios afluentes inseridos no estado de Minas Gerais, conforme mostra a tabela 9, por meio do número de ações do PBHSF contidas nos respectivos planos de bacias de rios afluentes: Afluentes Mineiros (23), Paracatu (22) e Velhas (17). Entre as bacias de rios de domínio da União, destacam-se os planos de bacia dos rios Capiá e Moxotó (17). Considerando a soma das ações similares (correspondentes à legenda 2), temos os novos valores: Afluentes Mineiros (33), Paracatu, Capiá e Moxotó (29) e Velhas (24).

No outro extremo, os planos de bacias de rios afluentes que apresentaram maior número de propostas do PBHSF não contidas entre suas propostas foram planos de bacias de rios afluentes situados na Bahia – Rio Corrente (75), Rio Salitre (73), Rio Grande (72), Rios Verde e Jacaré e Bacias hidrográficas da Margem Direita de Sobradinho (71) - seguidos dos planos situados em Pernambuco – Rios Pontal, Garças e GI's, Rios Terra Nova, Brígida e GI's e Rio Pajeú e GI-3, (69). Entre os planos de bacias de rios afluentes de domínio da União, destacou-se nesta situação o plano da bacia do Rio Verde Grande (72), seguido dos planos das bacias dos rios Ipanema e Traipu (67).

A figura 4 ilustra os resultados da análise comparativa entre as propostas do PBHSF e as dos planos de bacias de rios afluentes ao rio São Francisco, proporcionando a visualização da aderência das ações propostas em cada plano às do PBHSF. O gráfico permite identificar as situações extremas em relação às ações propostas: o Plano Diretor de Recursos Hídricos das Bacias de Rios Afluentes do rio São Francisco em Minas Gerais como o mais semelhante ao PBHSF e, em situação oposta, os planos de bacias de rios afluentes situados na Bahia e o Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia do rio Verde Grande.

FIGURA 4. Resultados da análise comparativa entre as ações do PBHSF e planos de bacias de rios afluentes.



Avaliação da frequência das ações propostas no PBHSF

Para avaliação da frequência das ações do PBHSF nos 21 planos de bacias de rios afluentes, foram considerados os critérios apresentados na tabela 10. Considerou-se como ação presente uma ação idêntica (legenda 1) ou similar (legenda 2) à do PBHSF.

A matriz resultante (Ações PBHSF x Planos de bacia) da análise das ações propostas no PBHSF e planos de bacias de rios afluentes evidenciou um número significativo de ações ausentes em todos os planos analisados. Nesse sentido, julgou-se relevante identificar as ações de maior e menor frequência nos planos de bacia de afluentes, proporcionando qualificar as ações com baixos índices de frequência, que traduzem a efetiva causa das disparidades entre o PBHSF e os planos de bacia de afluentes.

O quadro 1 apresenta as ações do PBHSF com maior índice de presença nos planos de bacias de afluentes analisados. O número de ações com esta

característica foi muito baixo, verificando-se que não há nenhuma ação presente em 100% dos planos analisados, exceto algumas ações específicas que foram analisadas apenas em pouquíssimos planos (relativas à mineração, presentes no Alto São Francisco e adutora do Pajeú, no Submédio).

Por outro lado, as ações com baixo índice de frequência nos planos de bacias de rios afluentes aparecem em número significativo. Das 138 ações propostas no PBHSF, 30 estão ausentes em todos os planos de bacias de rios afluentes, 8 estão presentes em um único plano de bacia de afluente e 12 estão presentes em 2 ou 3 planos de bacia de afluentes.

A análise da tipologia das ações de baixa frequência indica que o maior número destas ações pertencem à Componente IIb – Proteção e recuperação hidro-ambiental da bacia. Esta constatação é justificada, principalmente, pela forte componente hidro-ambiental existente no PBHSF, que é um plano relativamente recente. Este enfoque não é predominante nos planos de bacias mais antigos.

TABELA 10
Índices de frequência das ações propostas no PBHSF, nos planos de bacias de rios afluentes

Índice	Critério
PRES – Presente	Ação presente em todos os planos analisados.
MA – Muito Alto	Ação ausente em, no máximo, 3 planos de bacias de rios afluentes.
AL – Alto	Ação ausente em, no máximo, 6 planos de bacias de rios afluentes.
MED – Médio	Ação presente entre 7 a 15 planos de bacias de rios afluentes.
BA – Baixo	Ação presente em, no máximo, 6 planos de bacias de rios afluentes.
MB – Muito baixo	Ação presente em, no máximo, 3 planos de bacias de rios afluentes.
AUS – Ausente:	Ação ausente em todos os planos analisados.

QUADRO 1
Ações do PBHSF com alto índice de frequência nos planos de bacias de rios afluentes

Ações propostas no PBHSF PRESENTES na maioria dos planos de bacias de afluentes ao rio São Francisco
I.2.5. Incentivo à criação e fortalecimento dos Comitês de Bacias de Rios Afluentes.
I.3.2. Implementação dos instrumentos de gestão, especialmente o Sistema Estadual de Informações.
I.6.6. Execução de cadastro de usuários de recursos hídricos e de sua estruturação em banco de dados georreferenciados.
I.7.1 Implantação do sistema de monitoramento.
IIb.5.1. Apoio à concepção e implantação de um sistema de controle e redução de riscos de contaminação das águas devidos à atividade de mineração de micro e médio porte. (analisada apenas no PAR, AFM e VEL)
IIb.5.3. Elaboração de Plano de disciplinamento para as atividades de mineração. (analisada apenas no PAR, AFM e VEL)
IV.1.1. Projeto e execução de sistemas de captação, tratamento e distribuição de água.
IV. 2.1. Elaboração e implementação Projeto e execução de sistemas de coleta e tratamento de Esgotos.
V.I.6 Implantação da adutora do rio Pajeú para abastecimento de 20 cidades. (analisada apenas no PAJ)

CONCLUSÕES

Levando-se em conta o número total de ações propostas no PBHSF e analisadas (não excluídas) temos que as Componentes IIa – Uso sustentável dos recursos hídricos e IIIa – Serviços e obras de recursos hídricos também apresentam índices significativos de baixa frequência.

Apesar do arcabouço institucional de recursos hídricos existente no país, o exercício da gestão de recursos hídricos de forma integrada entre os vários níveis de planejamento ainda não é fato no Brasil. A integração entre as instâncias de planejamento de recursos hídricos ainda é insuficiente, a exemplo do que foi constatado no estudo de caso da bacia hidrográfica do rio São Francisco.

A viabilidade da implementação dos planos de recursos hídricos está condicionada, principalmente, aos avanços dos Sistemas Estaduais de Gerenciamento de Recursos Hídricos e à articulação entre União e unidades federadas.

Os comitês de bacias hidrográficas, e suas respectivas agências, têm papel fundamental no planejamento da bacia. Na ausência das agências de bacias, que possuem atribuição legal para elaborar o plano da bacia, estes planos têm sido elaborados pelos órgãos gestores de recursos hídricos. Ocorre que os órgãos gestores, em geral, contratam empresas para elaboração dos planos e nem sempre realizam um acompanhamento minucioso das necessidades da bacia. Este fator contribui para o processo de massificação dos planos de bacias por empresas especializadas, como foi observado nos planos de bacias de rios afluentes ao rio São Francisco. Os planos de bacia são elaborados em série, contendo um conjunto quase padrão de programas, sem considerar adequadamente as peculiaridades de cada bacia.

É necessária uma atuação mais incisiva dos comitês de bacias no planejamento de recursos hídricos, tanto participando da elaboração e aprovando os respectivos planos de bacia, quanto realizando o acompanhamento de sua execução, conforme previsto em lei. Com a instalação das agências de bacias, é provável que o processo de implementação dos planos de bacia hidrográfica sejam intensificados, proporcionando uma integração maior entre o planejamento das bacias, Estados e País. Porém, é essencial que os membros dos comitês de bacia tenham, de fato, representatividade dos respectivos setores, a fim de garantir a efetividade técnica e política do plano da bacia. Por outro lado,

a Política Nacional de Recursos Hídricos impõe que seja assegurada a viabilidade financeira para a instalação das Agências de Bacias, com a cobrança pelo uso dos recursos hídricos. Ao mesmo tempo que a Lei Federal nº 9.433/97 prevê uma série de atribuições para as Agências, limita os gastos administrativos (7,5% do valor total arrecadado com a cobrança) com a Agência. Esse fator pode inviabilizar o funcionamento de agências em bacias de pequeno porte.

O estudo de caso da bacia hidrográfica do rio São Francisco revelou a (falta de) integração existente entre os níveis de planejamento na bacia. O PBHSF possui um bom nível de integração com o PNRH, cerca de 80% dos programas propostos no PNRH estão previstos no PBHSF, mesmo que de forma similar. Em relação aos Planos Estaduais, as propostas do PBHSF se assemelham mais as do PERH-BA e destoam notadamente do PERH-SE.

Quanto à relação entre plano de bacia do rio principal (São Francisco) e planos de bacias de afluentes, a disparidade entre as propostas foi notável. Em geral, as maiores diferenças foram verificadas nos planos de bacias de rios afluentes situados na Bahia e as menores, nos planos de bacias de rios afluentes inseridos no Estado de Minas Gerais.

A análise da tipologia das ações propostas no PBHSF ausentes ou com baixa frequência nos planos de bacias de rios afluentes possibilitou identificar, notadamente, as atividades relativas à recuperação hidro-ambiental como as mais omitidas nos planos de bacias de rios afluentes.

Todavia, alerta-se para o fato de que os distintos estágios em que as unidades da federação encontram-se na implantação de suas políticas estaduais de recursos hídricos, não permite um processo de planejamento uniforme nas sub-bacias e restringe à implementação do planejamento integrado, a curto prazo.

RECOMENDAÇÕES

Detalhamento da atual Divisão Hidrográfica Nacional

A atual Divisão Hidrográfica Nacional - DHN, constituída de doze Regiões Hidrográficas, não apresenta a escala espacial suficiente para a tomada de decisões fundamentais na implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos, tais como: criação de comitês de bacias hidrográficas e elaboração de planos de bacias. Enquanto não se realiza o detalhamento necessário da DHN, os Estados têm avançado nessa

questão, definindo suas respectivas Divisões Hidrográficas Estaduais. Porém, é essencial que haja uma visão macrorregional do panorama nacional, devido à diversidade de tamanho entre os territórios das unidades federadas, guardando homogeneidade no conjunto. O caso da bacia hidrográfica do rio São Francisco ilustra a discrepância existente entre as unidades de planejamento na referida bacia.

É essencial e urgente a definição e regulamentação das Unidades Nacionais de Planejamento com o nível de detalhamento necessário, de forma consensual entre União e Estados. COELHO et al. (2005) apresentam metodologia para o estabelecimento de Unidades Nacionais de Planejamento e Gestão para o país, com base em critérios hidro-ambientais, socio-econômicos e político-institucionais.

Definição de critérios de integração entre programas propostos no Plano Nacional e Planos Estaduais

Também é fundamental que haja uma articulação entre os programas propostos entre o Plano Nacional e os Planos Estaduais de Recursos Hídricos. O Plano Nacional deve coordenar e harmonizar os planos estaduais e planos de bacias de rios de domínio da União. Em Portugal observa-se um bom exemplo, nessa linha, com o Plano Nacional da Água e Planos de Bacias.

Estabelecimento de critérios específicos para planejamento e gestão de bacias hidrográficas com águas de domínio da União

De acordo com a Resolução nº17/01 do CNRH (arts. 3º e 4º), em bacias hidrográficas com águas de domínio da União, enquanto não houver Agência de Bacia, o Comitê de Bacia definirá a entidade ou órgão gestor que coordenará administrativamente o respectivo Plano de Bacia. Na inexistência do Comitê de Bacia, as competentes entidades ou órgãos gestores de recursos hídricos deverão escolher o coordenador administrativo do Plano. Em ambos os casos a União coordenará uma equipe técnica composta por representantes das unidades federadas, articulados pelos respectivos órgãos gestores estaduais de recursos hídricos, para acompanhamento da elaboração do Plano da Bacia.

A referida Resolução também prevê que o Plano de Recursos Hídricos de uma sub-bacia somente poderá ser aprovada pelo seu Comitê se as condições do seu exutório estiverem compatibilizadas com o Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica Principal.

Na inexistência do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica Principal, as condições mínimas do exutório serão definidas pelo respectivo Comitê em articulação com o Comitê da sub-bacia. Ainda, na ausência do Comitê da Bacia Hidrográfica Principal, o órgão gestor de recursos hídricos da bacia principal deverá coordenar a definição da proposta de compatibilização das condições de seu exutório, com ampla participação da sociedade civil e dos órgãos intervenientes na bacia, submetida à aprovação do Conselho de Recursos Hídricos competente.

Entretanto, não há mecanismos previstos para a efetiva articulação entre o plano de recursos hídricos da bacia hidrográfica principal e os planos de recursos hídricos das sub-bacias. A exemplo dos instrumentos de planejamento de recursos hídricos do sistema francês, identifica-se que é primordial a conexão entre o plano de recursos hídricos de uma bacia e os respectivos planos das bacias de afluentes, especialmente em casos de rios de domínio da União. É necessário regulamentar a legislação vigente nesse aspecto, estabelecendo a forma como deverá ser realizada a articulação entre as distintas instâncias envolvidas no processo.

Integração entre os níveis de planejamento

Salienta-se a importância de que a União, os Estados e o Distrito Federal coordenem e vinculem o Plano Nacional e Planos Estaduais aos planos de bacia de rio federal e estadual, respectivamente. Os comitês de bacias de rios afluentes ao rio São Francisco de domínio estadual deverão encaminhar suas sugestões e reivindicações aos órgãos gestores estaduais, Conselho Estadual de Recursos Hídricos e CBHSF.

Os múltiplos planos existentes na área de uma bacia devem ser articulados entre si, evitando propostas divergentes e fortalecendo a implementação dos mesmos. Os Planos Estaduais devem se adequar ao Plano Nacional e conter os programas previstos nele, detalhando-os. Os Planos de bacias de afluentes devem conter os programas dos planos de bacia do rio principal (de domínio da União), detalhando-os para a respectiva bacia. Os Planos de bacias de rios de domínio dos Estados devem detalhar os programas do Plano Estadual.

O CNRH poderia recomendar aos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos regulamentar, por meio de Resoluções, a observância das diretrizes e programas propostos no PNRH e Planos de Bacias de Rios Federais.

Referências

- ANA. Plano Decenal de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco – PBHSF (2004-2013): Síntese Executiva com Apreciação das Deliberações do CBHSF Aprovadas na III Reunião Plenária de 28 a 31 de Julho de 2004. Brasília, 2005. 152 p.
- CAMARGOS, L. M. M. A experiência da elaboração do Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas/2004. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2005, João Pessoa. Anais... CD-ROM.
- COELHO, A. C. P.; GONTIJO JR. W. C.; CARDOSO NETO, A.; FORMIGA, T. M. Unidades de planejamento e gestão de recursos hídricos: uma proposta metodológica. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HÍDRICOS, 17, 2005, João Pessoa. Anais... 1 CD-ROM.
- COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO SÃO FRANCISCO. Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio São Francisco. Módulo I – Resumo Executivo. Versão final aprovada pelo Plenário do CBHSF. Salvador, 2004. Disponível em: <http://www.cbhsaofrancisco.org.br>> Acesso em: 28 dez. 2005.
- CONSELHO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS. (CNRH). Resolução nº 32, de 15 de outubro de 2003. Brasília, 2003. Disponível em: <http://www.cnrh-srh.gov.br>> Acesso em: 27 maio 2005.
- INSTITUTO MINEIRO DE GESTÃO DAS ÁGUAS (IGAM); COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO DAS VELHAS (CBH VELHAS). Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio das Velhas: Resumo Executivo/Dezembro 2004. Disponível em: <<http://www.igam.mg.gov.br>> Acesso em: 13 out. 2005.
- LANNA, A. E. L.; PEREIRA, J. S.; HUBERT, G. Os novos instrumentos de planejamento do sistema francês de gestão de recursos hídricos: II – Reflexões e propostas para o Brasil. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. Porto Alegre, v. 7, n. 2, p. 109-120, Abr/Jun 2002.
- MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Secretaria de Recursos Hídricos. Plano Nacional de Recursos Hídricos: Programas Nacionais e Metas – Volume 4. Edição Especial de Lançamento. Brasília, 2006. Disponível em: <<http://www.pnrh.cnrh-srh.gov.br>> Acesso em: 06 mar. 2006.
- SILVA, S. R. A integração entre os níveis de planejamento de recursos hídricos – estudo de caso: a bacia hidrográfica do rio São Francisco. 2006. 301 p. Tese. (Doutorado em Recursos Hídricos e Tecnologia Ambiental). Universidade Federal de Pernambuco, 2006.

Simone Rosa da Silva Professora Adjunto da Universidade de Pernambuco – Escola Politécnica de Pernambuco. Email: simonerosa@poli.br

José Almir Cirilo Professor Associado da Universidade Federal de Pernambuco. Email: almir.cirilo@gmail.com

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 portugués) y, en español (para trabajos en inglés).

FORMATO

El archivo debe ser enviado en medio magnético, acompañado de dos copias impresas. Los archivos deben estar en Word, versión reciente.

Configuración de la página: tamaño: A4 (210 x 297mm); márgenes: 2,5 cm en todas las direcciones;

Espacio doble, letra Times New Roman 12;

Número máximo de páginas igual a 25, incluyendo tablas, figuras, ecuaciones y referencias. Estas deben estar numeradas de 1 a n. Las tablas y figuras deben tener título. Las figuras deben ser enviadas también en archivo separado en formato TIF, 300dpi.;

Todas las referencias citadas en el texto deben estar listadas en la bibliografía. En el texto del artículo la referencia debe ser escrita, en minúsculas y entre paréntesis, como apellido y año e. g. (Araujo, 2001). Referencias con dos autores serán citadas como: (Araujo 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

